

ELENICE FRITZSONS

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA QUALIDADE DE ÁGUA COMO DIAGNÓSTICO DO
USO E DA OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA BACIA DO ALTO CAPIVARI, REGIÃO
CÁRSTICA CURITIBANA - PR**

Tese apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Doutor, Curso de
Pós-Graduação em Engenharia
Florestal, Setor de Ciências Agrárias da
Universidade Federal do Paraná.

Orientador:
Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Co-orientador:
Prof. Dr. Luiz Eduardo Mantovani

CURITIBA

2003

ELENICE FRITZSONS

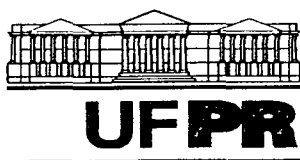
**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA QUALIDADE DE ÁGUA COMO DIAGNÓSTICO DO
USO E DA OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA BACIA DO ALTO CAPIVARI, REGIÃO
CÁRSTICA CURITIBANA - PR.**

Tese apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Doutor, Curso de
Pós-Graduação em Engenharia
Florestal, Setor de Ciências Agrárias da
Universidade Federal do Paraná.

Orientador :
Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Co-orientador:
Prof. Dr. Luiz Eduardo Mantovani

CURITIBA
2003



Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias – Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Av. Lothário Meissner, 3400 – Jardim Botânico – CAMPUS III
80210-170 - CURITIBA - Paraná
Tel. (41) 360.4212 - Fax. (41) 360.4211 – <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao>
e-mail: pinheiro@floresta.ufpr.br

PARECER

Defesa nº 510

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir a doutoranda *ELENICE FRITZSONS* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "AVALIAÇÃO TEMPORAL DA QUALIDADE DE ÁGUA COMO DIAGNÓSTICO DO USO E DA OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA BACIA DO ALTO CAPIVARI, REGIÃO CÂRSTICA CURITIBANA - PR", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** da acadêmica, habilitando-a ao título de *Doutor* no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em **CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**.

Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi
Departamento de Engenharia e Tecnologia Florestal da UFPR
Orientador e presidente da banca examinadora

Dr.ª Tânia Lúcia Graf de Miranda
Coordenadoria de Recursos Hídricos e Atmosféricos da SEMA do Paraná
Primeiro examinador

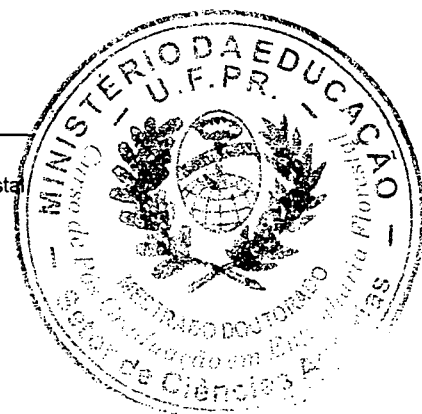
Dr. Ademar Cordeiro
Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB
Segundo examinador

Dr. André Vinícius de Lima Bittencourt
Departamento de Geologia da UFPR
Terceiro examinador

Dr. Anselmo Chaves Neto
Departamento de Estatística da UFPR
Quarto examinador

Curitiba, 9 de abril de 2003.

Franklin Galvão
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal



AGRADECIMENTOS

Ao longo de um trabalho de tese surgem muitas dificuldades e obstáculos. Nesta jornada, muitas pessoas auxiliaram de uma forma direta ou mesmo indiretamente. Assim, aproveito a oportunidade deste espaço para fazer os agradecimentos.

Inicialmente ao Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi, por aceitar ser meu orientador, pela liberdade de escolha de um tema de estudo bastante complexo, pelo acompanhamento da tese e pelas correções.

Ao professor Dr. Anselmo Chaves Neto, do Depto. de Estatística da UFPR, pela dedicação com que orientou o tratamento estatístico dos dados.

Ao professor Dr. André Virmond Lima Bittencourt, do Depto. de Geologia, pelas sugestões oportunas.

Ao professor Dr. Donizeti Antonio Giusti, do Depto. de Geologia, pelo empréstimo da minuta da carta geológica.

Ao professor Dr. Ernani Rosa Filho, coordenador de Laboratório de Hidrogeologia da UFPR (LPH), bem como aos laboratoristas Alexssandro Gregório e Daniela Kuss, pelas análises químicas e físicas efetuadas no (LPH).

Ao Hidrogeólogo Msc. Eduardo Chemas Hindi do LPH / FUNPAR, pelo empenho em ajudar e pelas valiosas sugestões e correções.

Ao professor Dr. Antonio Paranhos Filho, da UFMS, pelo grande auxílio no processamento dos mapas.

À professora Eva França Dalmolin, da UFPR, que gentilmente elaborou a versão do resumo da tese para o inglês.

Agradeço especialmente à seção da GQA (Gestão de Qualidade de Água) da SANEPAR, ao Sr Martins e à secretária Rosely, por terem cedido sem burocracia, acesso aos boletins diários de qualidade de água, que serviram como base de dados deste trabalho.

Ao Sr. Edmilson da ETA / SANEPAR de Colombo pela visita a ETA / SANEPAR de São Dimas e ao Sr. Paulo Lopez, de Almirante Tamandaré.

À seção de Hidrogeologia da SANEPAR, especialmente ao geólogo Msc. Sr Aldo Maffei Prietro Fernandes, pelo grande auxílio prestado na manipulação da imagem de satélite LANDSAT, ao Eng. Arlineu Ribas e ao geólogo Sr. João Horácio Pereira, por terem possibilitado este auxílio.

Ao Sr. Irani da COPEL e Sr. Edson Nagashima da SUDERHSA, pelos dados de precipitação fornecidos.

Ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) pelo empréstimo das fotos-aéreas de 1980.

Ao Prof. Dr Everton Passos do Depto. de Geografia da UFPR, pelas correções e sugestões quanto às normas para apresentação de mapas e figuras; algumas delas somente puderam ser incorporadas na versão digital desta tese.

À Universidade Federal do Paraná, especialmente à Engenharia Florestal e ao CNPq, pela bolsa de doutoramento.

Aos colegas de curso pelo companheirismo, e em especial ao Dr. Gerson Jacobs, pela disponibilidade em ajudar.

Aos meus professores dos Departamentos de Engenharia Florestal, de Solos, Produção Vegetal e de Geologia.

De forma geral, aos agricultores de Colombo, Almirante Tamandaré, Bocaiúva do Sul e Rio Branco do Sul, pelas informações concedidas, as quais muito contribuíram para a minha compreensão da área.

Ao Eduardo, por me acompanhar em todas as viagens de campo, pelo estímulo, auxílio e paciência.



*“Louvado seja, meu Senhor, pela irmã água,
que é muito útil, humilde, preciosa e casta”.*

São Francisco de Assis

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	X
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	<u>1</u>
1.1 INTRODUÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	5
Objetivo geral.....	5
Objetivos específicos.....	5
2 HIPÓTESE.....	<u>5</u>
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	<u>6</u>
3.1 SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADES DE ESTUDO, PESQUISA E PLANEJAMENTO.....	6
3.2 RIOS E QUALIDADE DE ÁGUA.....	8
3.2.1 Definição de rio.....	8
3.2.2 Classificação dos rios.....	10
3.2.3 Classificação do leito do rio.....	11
3.2.4 Terraços fluviais.....	12
3.2.5 Vazão.....	13
3.2.6 A composição das águas dos rios.....	15
3.2.7 A variação da qualidade de água devido à alteração do fluxo.....	16
3.3 ZONA RIPÁRIA E FLORESTAS CILIARES.....	18
3.3.1 Definição.....	18
3.3.2 Características da zona ripária.....	19
3.4 USO DA TERRA E QUALIDADE DE ÁGUA.....	25
3.4.1 O sistema agrossilvopastoril e a qualidade das águas.....	26
3.4.2 A importância da cobertura vegetal.....	30
3.4.3 O impacto da mineração.....	31
3.5 O CARSTE E A O INTEMPERISMO.....	33
3.6 EROÇÃO HÍDRICA.....	33
3.6.1 Erosividade das chuvas.....	34
3.7 A CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA.....	35
3.8 A DRENAGEM COMO UM INSTRUMENTO DE COMPREENSÃO DA PAISAGEM.....	38
3.9 A POLUIÇÃO E CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS.....	39
3.10 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	40
3.10.1 Potencial hidrogeniônico (pH).....	41
3.10.2 Temperatura.....	44
3.10.3 Alcalinidade.....	45
3.10.4 Cor.....	46
3.10.5 Turbidez.....	47
3.10.6 Coliformes.....	49
3.10.7 Matéria orgânica.....	52
3.10.8 Condutividade elétrica.....	53

4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	55
4.1	MATERIAL.....	55
4.1.1.	Descrição geral da área de estudo.....	55
4.1.1.1	Inserção regional.....	55
4.1.1.2	Inserção hidrográfica.....	55
4.1.1.3	Localização, área e perímetro da bacia.....	58
4.1.1.4	Geologia, geomorfologia e hidrogeologia.....	59
4.1.1.5	Domínios geoambientais.....	65
4.1.1.6	Vegetação.....	68
4.1.1.7	Uso da terra e problemas ambientais atuais.....	73
4.1.1.8	Clima.....	78
	Precipitação.....	79
	Evapotranspiração.....	80
	Balanço hídrico.....	80
4.1.1.9	Vazão.....	81
4.1.1.10	Qualidade das águas.....	82
4.1.1.11	Captação da água.....	83
4.1.2	Cartas e boletins utilizados no trabalho.....	84
4.1.2.1	Para avaliação da qualidade de água.....	84
4.1.2.2	Para análise cartográfica e reconhecimento da área.....	84
4.2	MÉTODOS.....	86
	Descrição geral do método.....	86
4.2.1	1ª etapa: Comparação entre qualidade de água da série de 86/87 e a de 98 a 2000.....	88
4.2.1.1	Descrição, obtenção e seleção dos dados.....	88
4.2.1.2	Dados pluviométricos.....	89
4.2.1.3	Avaliação multitemporal -Análise estatística dos dados de qualidade de água.....	90
	Tratamento estatístico.....	91
	Desenvolvimento e aplicação do índice “amplitude térmica relativa”.....	92
4.2.1.4	Análise da influência da precipitação na alteração dos valores médios de alguns parâmetros de qualidade de água.....	94
4.2.1.5	Avaliação da qualidade de água atual.....	95
	Enquadramento quanto às normas CONAMA / 86 e em relação a outros rios.....	95
	Qualidade bacteriológica: coliformes totais e fecais.....	94
	Temperatura da água.....	95
4.2.2	2ª etapa: Caracterização e avaliação ambiental da bacia.....	95
4.2.2.1	Avaliação atual – análise morfológica e hidrológica.....	95
	Subdivisão e descrição das sub-bacias do alto Capivari.....	95
	Caracterização morfométrica.....	96
	Análise da drenagem e geomorfologia relacionadas ao substrato.....	96
	Coeficiente de escoamento.....	96
	Índice de erosividade.....	97
	Visitas a campo.....	98
4.2.2.2	Avaliação temporal do uso e ocupação das terras.....	98
	Uso e ocupação das terras.....	98
	Floresta ciliar.....	100
	Áreas relacionadas à mineração.....	102
4.2.3	3ª etapa: Relação entre uso e ocupação da terra e qualidade de água.....	102

5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>104</u>
5.1	1 ^A ETAPA: COMPARAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA DA SÉRIE 86/87 E DE 98 A 2000.....	104
5.1.1	Análise temporal.....	104
5.1.1.1	Interpretação dos resultados das análises estatísticas dos parâmetros de qualidade de água.....	104
	As análises que apresentaram diferenças entre os períodos considerados.....	106
	Interpretação das análises dos parâmetros avaliados.....	106
	Avaliação da turbidez.....	106
	Índice: “Amplitude térmica relativa”.....	109
	Avaliação da alcalinidade.....	112
	Concentração hidrogeniônica.....	114
	Avaliação da precipitação e demais parâmetros analisados que não apresentaram diferenças significativas.....	115
5.1.1.2	Análise temporal: alteração de parâmetros com a precipitação.....	116
5.1.2.	Avaliação da qualidade de água.....	119
5.1.2.1	Enquadramento do Rio Capivari quanto ao CONAMA/86.....	119
5.1.2.2	Qualidade bacteriológica: Coliformes.....	122
5.1.2.3	Temperatura.....	124
5.2.	2^A ETAPA: AVALIAÇÃO AMBIENTAL.....	127
5.2.1	Reconhecimento Físico.....	127
5.2.1.1	Subdivisão e descrição das bacias do Alto Capivari.....	127
	Caracterização morfométrica das bacias e sub-bacias.....	134
	Características da rede de drenagem e da geomorfologia associadas ao substrato litológico.....	139
	Densidade de drenagem.....	141
	Quanto ao rio principal.....	142
	Vazão e precipitação.....	144
	Coeficiente médio de escoamento.....	145
	Erosividade.....	147
5.2.2	Avaliação temporal do uso e ocupação das terras.....	148
5.2.2.1	Uso e ocupação das terras.....	148
5.2.2.2	Floresta ciliar.....	155
	A relação entre densidade de drenagem e floresta ciliar.....	162
5.2.2.3	A expansão da atividade mineradora.....	164
	Avaliação da coleta de amostras de água.....	166
5.3	3 ^A ETAPA: RELAÇÕES ENTRE A QUALIDADE DE ÁGUA E O USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS.....	170
6.	<u>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</u>	<u>174</u>
7	<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</u>	<u>181</u>
8	<u>ANEXOS.....</u>	<u>191</u>

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 -	MODELO ESQUEMÁTICO DA RELAÇÃO ENTRE FATORES FÍSICOS E OS ESTÁGIOS DE ALTO E BAIXO NÍVEL DE ÁGUA DE UM RIO.....	9
FIGURA 2 -	TIPOS DE LEITO FLUVIAIS: DE VAZANTE, MENOR e LEITO MAIOR.....	12
FIGURA 3 -	FORMAÇÃO DE TERRAÇOS FLUVIAIS.....	12
FIGURA 4 -	FLUXO BASAL E ESCOAMENTO DIRETO DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA.....	13
FIGURA 5 -	TAXA DE MOVIMENTAÇÃO DE ÁGUA.....	15
FIGURA 6 -	PADRÕES DE CONCENTRAÇÃO E DILUIÇÃO EM FUNÇÃO DA DESCARGA.....	17
FIGURA 7 -	REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO ECOSISTEMA RIPÁRIO.....	19
FIGURA 8 -	ESQUEMA DO EFEITO OÁSIS DA ZONA RIPÁRIA.....	20
FIGURA 9 -	VARIAÇÃO MÁXIMA MÉDIA DA TEMPERATURA DIÁRIA DA ÁGUA (EM °C) EM RELAÇÃO À ORDEM DOS RIOS.....	22
FIGURA 10 -	RETENÇÃO DO FLUXO LONGITUDINAL NA ZONA RIPÁRIA.....	23
FIGURA 11 -	HIDROGRAFIA DE UMA ÁREA DE INUNDAÇÃO DE TERRAÇO COM E SEM VEGETAÇÃO À MONTANTE.....	25
FIGURA 12 -	RELAÇÃO ENTRE COBERTURA VEGETAL E ENERGIA EROSIVA INTERCEPTADA.....	30
FIGURA 13 -	ESQUEMA DE INFILTRAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NUMA REGIÃO CÁRSTICA.....	32
FIGURA 14 -	BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARANÁ.....	56
FIGURA 15 -	LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO CAPIVARI.....	57
FIGURA 16 -	DISTRIBUIÇÃO, EM PORCENTAGEM, DOS MUNICÍPIOS NA BACIA DO ALTO CAPIVARI.....	58
FIGURA 17 -	LOCALIZAÇÃO DAS SUB-BACIAS DO BACAETAVA E DO CAPIVARI.....	59
FIGURA 18 -	CARTA GEOLÓGICA.....	61
FIGURA 19 -	VISTA DE UM DIQUE DE DIABÁSIO.....	63
FIGURA 20 -	VISTA DE UM ESPIGÃO DE QUARZITO.....	64
FIGURA 21 -	CARTA DOS DOMÍNIOS E SUBDOMÍNIOS GEOAMBIENTAIS.....	66
FIGURA 22 -	PERFIL ESQUEMÁTICO DAS FORMAÇÕES DA FLORESTA OMBROFILA MISTA.....	68
FIGURA 23 -	CARTA DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS DE 1980.....	71
FIGURA 24 -	VISTA DE UM FORNO DE CAL NA SUB-BACIA DO BACAETAVA.....	75
FIGURA 25 -	VISTA DE UMA PEDREIRA DE CALCÁRIO.....	76
FIGURA 26 -	PEDREIRA EMBARGADA PELO RISCO CAUSADO À GRUTA DO BACAETAVA.....	77
FIGURA 27 -	VAZÃO MÉDIA DO RIO CAPIVARI PARA OS ANOS DE 1997, 1998 E 1999.....	82
FIGURA 28 -	ESQUEMA DO MÉTODO UTILIZADO.....	87
FIGURA 29 -	LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA.....	103
FIGURA 30 -	GRÁFICO "CAIXA E BIGODES".....	105
FIGURA 31 -	VALORES MÉDIOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ MÍNIMA POR PP E EM DIAS DE PP E TURBIDEZ MÉDIA EM DIAS DE PP NAS SÉRIES DE 86/87 E DE 98 A 2000.....	108
FIGURA 32 -	ONIBUS EM TRÂNSITO PELA ESTRADA INVADIDA PELAS ÁGUAS DO RIO CAPIVARI.....	108
FIGURA 33 -	EXTRAVASAMENTO DAS ÁGUAS DO LEITO DO RIO CAPIVARI PARA A ESTRADA.....	109
FIGURA 34 -	VALORES MÉDIOS DOS ÍNDICES "AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA" DIÁRIA PARA AS DUAS SÉRIES, PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO.....	110
FIGURA 35 -	ÍNDICE "AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA" PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO NAS DUAS SÉRIES.....	111
FIGURA 36 -	DESVIO PADRÃO DO ÍNDICE DE "AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA" DIÁRIA PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO NAS DUAS SÉRIES.....	112
FIGURA 37 -	VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS E MÁXIMOS DA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E EM TODOS OS DIAS, PARA AS DUAS SÉRIES.....	113
FIGURA 38 -	VALORES DE pH EM TODOS OS DIAS NAS SÉRIES.....	114

FIGURA 39 -	COMPARAÇÃO DA TURBIDEZ, ALCALINIDADE E CONC. HIDROGENIÔNICA ENTRE PERÍODOS COM E SEM PRECIPITAÇÃO NAS SERIES 86/87 E DE 98 A 2000 E ALTERAÇÃO PERCENTUAL.....	117
FIGURA 40 -	DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ, ALCALINIDADE E CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA ENTRE PERÍODOS COM E SEM PRECIPITAÇÃO NAS SERIES 86/87 E DE 98 A 2000.....	118
FIGURA 41 -	RIO CAPIVARI EM PERÍODO DE PRECIPITAÇÕES CONCENTRADAS.....	119
FIGURA 42 -	RIO CAPIVARI EM PERÍODO SEM CHUVAS.....	119
FIGURA 43 -	VÁRZEA DO CAPIVARI APÓS FORTES CHUVAS.....	124
FIGURA 44 -	AMPLITUDE TÉRMICA DIÁRIA DO AR E DA ÁGUA EM 86/87, 98, 99 E 2000.....	125
FIGURA 45 -	AMPLITUDE DIÁRIA E SAZONAL DA TEMPERATURA DO AR.....	126
FIGURA 46 -	AMPLITUDE DIÁRIA E SAZONAL DA TEMPERATURA DA ÁGUA.....	126
FIGURA 47 -	CARTA HIDROGRÁFICA DA BACIA DO ALTO CAPIVARI.....	128
FIGURA 48 -	NASCENTES DO CAPIVARI.....	129
FIGURA 49 -	RIO CAPIVARI, EM FRENTE A ETA SÃO DIMAS.....	130
FIGURA 50 -	FORNO DE CAL E DEPOSITO DE CALCÁRIO.....	131
FIGURA 51 -	ASPECTO DA PAISAGEM DO CAMPESTRE.....	132
FIGURA 52 -	ASPECTO DA PAISAGEM DA SUB-BACIA "ÁGUA COMPRIDA".....	133
FIGURA 53 -	ENCONTRO DOS RIOS BACAETAVA E CAPIVARI.....	133
FIGURA 54 -	ASPECTO DA FLORESTA CILIAR.....	134
FIGURA 55 -	DISTRIBUIÇÃO, EM PORCENTAGEM DE ÁREA, DAS SUB-BACIAS DO ALTO CAPIVARI.....	134
FIGURA 56 -	ALGUMAS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DAS SUB-BACIAS.....	135
FIGURA 57 -	DENSIDADE DE DRENAGEM, EXTENSÃO MÉDIA DO PERCURSO SUPERFICIAL, SINUOSIDADE DO LEITO PRINCIPAL E COEFICIENTE DE COMPACIDADE PARA A SUB-BACIA DO CAPIVARI, BACAETAVA E DO ALTO CAPIVARI.....	137
FIGURA 58 -	CORTE TRANSVERSAL NA CALHA DO RIO CAPIVARI (CORTE A).....	143
FIGURA 59 -	CORTE TRANSVERSAL NA CALHA DO RIO CAPIVARI (CORTE B).....	143
FIGURA 60 -	PERFIL LONGITUDINAL DO RIO CAPIVARI.....	144
FIGURA 61 -	VAZÃO E PRECIPITAÇÃO DIÁRIAS ENTRE OS ANOS DE 97, 98 E 99.....	144
FIGURA 62 -	EROSIVIDADE NOS ANOS DE 87, 98, 99 E 2000.....	148
FIGURA 63 -	IMAGEM LANDSAT TM 7 DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO CAPIVARI.....	149
FIGURA 64 -	CARTA DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS DE 2001.....	151
FIGURA 65 -	DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DAS TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS EM 2001.....	152
FIGURA 66 -	ALTERAÇÃO PERCENTUAL DA ÁREA OCUPADA POR TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM 1980 E 2001.....	154
FIGURA 67 -	CARTA DE FLORESTA CILIAR.....	156
FIGURA 68 -	FOTOINTERPRETAÇÃO DE FLORESTAS CILIARES.....	157
FIGURA 69 -	DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES EM 1980 E 1996 PARA AS SUB-BACIAS.....	159
FIGURA 70 -	DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES EM 1980 E 1996 PARA AS SUB-BACIAS DO CAPIVARI, DO BACAETAVA E BACIA DO ALTO CAPIVARI.....	160
FIGURA 71 -	PORCENTAGEM DE ALTERAÇÃO DA ÁREA DE FLORESTA CILIAR E TAMANHO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES.....	161
FIGURA 72 -	ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.....	165
FIGURA 73 -	IMAGEM LANDSAT EVIDENCIANDO, EM BRANCO, AS ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.....	167
FIGURA 74 -	COALIZAÇÃO DAS ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.....	167
FIGURA 75 -	VALORES DE pH NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA.....	168
FIGURA 76 -	VALORES DE CONDUTIVIDADE NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA.....	169
FIGURA 77 -	VALORES DE TURBIDEZ NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA.....	169

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	CLASSIFICAÇÃO DE RIOS BASEADA NAS CARACTERÍSTICAS DE DESCARGA, ÁREA DE DRENAGEM E LARGURA DO RIO.....	10
TABELA 2 -	ALGUNS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA RELACIONADOS À VARIAÇÃO DE VAZÃO.....	18
TABELA 3 -	CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE EROSIVIDADE.....	34
TABELA 4 -	CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE EROSIVIDADE PARA O ESTADO DE SANTA CATARINA.....	35
TABELA 5 -	CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE DENSIDADE DE DRENAGEM PARA O ESTADO DE S ^{TA} CATARINA.....	37
TABELA 6 -	ÁREA E PORCENTAGEM OCUPADA PELAS TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM 1980.....	72
TABELA 7 -	PRECIPITAÇÃO MÉDIA, MÁXIMA E MÍNIMA MENSAL (mm) ENTRE 1954 E 1997.....	79
TABELA 8 -	EVAPOTRANSPIRAÇÃO POR DIFERENTES MÉTODOS.....	80
TABELA 9 -	VAZÕES MENSAIS MÁXIMAS, MÍNIMAS E MÉDIAS PARA OS ANOS DE 97, 98 E 99 EM m ³ /s.....	81
TABELA 10 -	VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS, MÁXIMOS E DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ MÍNIMA E MÉDIA EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E DA RAZÃO TURBIDEZ MÍNIMA POR PRECIPITAÇÃO NAS DUAS SÉRIES.....	107
TABELA 11 -	VALORES DOS ÍNDICES DE AMPLITUDE TÉRMICA DIÁRIA PARA AS DUAS SÉRIES PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO.....	110
TABELA 12 -	VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS, MÁXIMOS E DESVIO PADRÃO DA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E EM TODOS OS DIAS, PARA AS DUAS SÉRIES.....	113
TABELA 13 -	VALORES DA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA CONVERTIDOS A pH.....	114
TABELA 14 -	RESULTADOS MÉDIOS DA TURBIDEZ MÍNIMA, MÉDIA E ALCALINIDADE, EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO, SEM PRECIPITAÇÃO E AMBOS OS PERÍODOS NAS DUAS SÉRIES (86/87 E DE 98 A 2000).....	116
TABELA 15 -	DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ MÍNIMA, MÉDIA, ALCALINIDADE, EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO, SEM PRECIPITAÇÃO E AMBOS OS PERÍODOS, PARA AS DUAS SÉRIES.....	118
TABELA 16 -	VALORES MÉDIOS DE pH, ALCALINIDADE, TURBIDEZ MÉDIA, MATÉRIA ORGÂNICA E COR MÉDIA DAS SÉRIES 86/87 E A DE 98 A 2000.....	120
TABELA 17 -	AMPLITUDE DE VARIAÇÃO DE VALOR DE pH, TURBIDEZ, TEMPERATURA E COLIFORMES PARA A BACIA DO RIBEIRA.....	121
TABELA 18 -	VARIAÇÃO DOS DADOS MÉDIOS DE pH, MAT. ORGÂNICA, COR, TURBIDEZ E ALCALINIDADE DA ÁGUA BRUTA A SER TRATADA NA ETA TARUMÃ.....	121
TABELA 19 -	ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE COLIFORMES TOTAIS E FECAIS DO RIO CAPIVARI.....	122
TABELA 20 -	CORRELAÇÃO ENTRE COLIFORMES, VAZÃO E PRECIPITAÇÃO NO RIO CAPIVARI.....	123
TABELA 21 -	TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÍNIMAS E MÉDIAS EM °C NAS SÉRIES ESTUDADAS.....	124
TABELA 22 -	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DAS SUB-BACIAS DO ALTO CAPIVARI.....	136
TABELA 23 -	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DAS SUB-BACIAS DO CAPIVARI, DO BACAETAVA E ALTO CAPIVARI.....	136
TABELA 24 -	PORCENTAGEM MÉDIA DE ESCOAMENTO, ESCOAMENTO DIRETO / PRECIPITAÇÃO, PORCENTAGEM DE PERDA E VAZÃO ESPECÍFICA PARA OS ANOS DE 1997, 1998 E 1999.....	146
TABELA 25 -	PRECIPITAÇÃO MÉDIA E TOTAL PONDERADA NA BACIA DE ESTUDO PARA OS ANOS DE 86, 98, 99 E 2000 (em mm).....	147
TABELA 26 -	EROSIVIDADE MÉDIA MENSAL E TOTAL ANUAL NA BACIA DO ALTO CAPIVARI.....	147
TABELA 27 -	COMPARAÇÃO QUANTITATIVA ENTRE TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS ENTRE EM 1980 E 2001.....	153

TABELA 28 -	DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM 1980 E 1996 PARA AS SUB-BACIAS.....	158
TABELA 29 -	DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS EM 1980 E 1996 PARA A BACIA DO ALTO CAPIVARI.....	158
TABELA 30 -	ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.....	164

RESUMO

Existe uma nítida relação entre a qualidade de águas fluviais e a degradação ambiental de bacias hidrográficas. Assim, este trabalho, conduzido na bacia hidrográfica do Alto Capivari, sub-bacia oriental do Alto Ribeira, ao norte da Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná, sobre rochas metamórficas e ígneas apresentando setores cársticos, sob clima subtropical úmido e ambiente da Floresta Ombrófila Mista, procurou relacionar estes dois aspectos. Foram desenvolvidos e utilizados métodos de ampla aplicabilidade para avaliar alterações na qualidade de água do rio Capivari, segundo uma abordagem temporal, isto é, considerando duas séries: anos: 1986 e 1987 e de 1998 a 2000. Para tanto, foram analisados os dados de parâmetros usuais de qualidade de água, normalmente disponíveis em muitas outras bacias de mananciais: turbidez (máxima, mínima e média), alcalinidade, pH (máximo e mínimo), matéria orgânica, cor (máxima, mínima e média), além da temperatura da água (máxima, mínima e média) e do ar (máxima, mínima e média), tomados diariamente na ETA de São Dimas, exutório da bacia. A pluviometria foi avaliada para verificar possíveis oscilações durante estes anos. Cerca de 23.500 dados numéricos foram digitados, organizados em planilhas, separados em períodos com e sem precipitação e submetidos à análise estatística. Os resultados evidenciaram redução nos valores da turbidez mínima e da turbidez média em dias de precipitação, da série de 1986 a 1987 para a série de 1998 a 2000. A média da turbidez mínima passou de 60 para 26 UNT e a média da turbidez média de 69 para 49 UNT. Também o pH se elevou em média de 0,5 ponto e a alcalinidade aumentou em média 15%. Pelo desenvolvimento e aplicação do índice "amplitude térmica", as águas do rio Capivari se mostraram, mais "tamponadas" na série de 1998 a 2000, oscilando menos com a temperatura do ar. A partir disto, possíveis agentes de alterações foram pesquisados. As análises de fotos aéreas e imagens de satélite evidenciaram mudanças no uso e ocupação da terra, especialmente na floresta ciliar e mineração de metadolomitos. Quanto à precipitação e erosividade das chuvas não foram encontradas diferenças significativas entre os anos estudados. Foram levantados fortes indícios de que a elevação do pH estaria relacionada à expansão das áreas afetadas pelas atividades mineradoras, estimada em 47.000 m²/ano entre 1980 e 2001. Coletas de água próximas ao núcleo das pedreiras acusam pHs bastante elevados. Já a maior estabilidade térmica da água fluvial poderia estar relacionada à expansão de 10% das florestas ciliares e pelo aumento no comprimento médio de fragmentos florestais em 30%, entre 1980 e 1996, comprovada em fotos aéreas. Entre 1980 e 2001, as áreas da cobertura arbustivo-arbórea que incluem florestas, reflorestamento e sistemas secundários de ocupação ("capoeira"), se expandiram em mais de 10%, em detrimento dos "campos" com contração de 13%. Esta expansão da cobertura arbustivo-arbórea, associada ao aumento das florestas ciliares deve ter influenciado na significativa redução da turbidez. Estudos realizados em períodos separados com e sem precipitação, revelam um forte desequilíbrio na bacia durante as chuvas, em termos da elevação da turbidez, delatando uma grande fragilidade ambiental da área, quanto à proteção do solo e das águas. Entretanto, estes desequilíbrios vêm diminuindo de intensidade, quando se compara a série de 1986 a 1987 com a de 1998 a 2000. Confirmam-se assim, as evidências de melhoria nas condições ambientais relacionadas à qualidade hídrica na bacia do Alto Capivari.

ABSTRACT

The quality of fluvial water and the environmental degradation of hydrographic basins are clearly related. Thus, this paper, which is the result of some research conducted at Alto Capivari hydrographic basin, which is the Alto Ribeira Eastern sub-basin located at the northern part of Curitiba's Metropolitan Region, Paraná State, on metamorphic and igneous rocks which presented carstic sectors under sub-tropical and humid climate of the called "Ombrofila Mista Forest"; relates the two aspects mentioned previously. Methods for broader applicability to evaluate quality changes of the Capillary Stream water were developed and used, according to a temporal approach, i.e., two series as follows were considered: from 1986 to 1987 and from 1998 to 2000. To reach those results, water quality parameter data, normally available at other basins in the fountainhead: maximum, minimum and average turbidity, alkalinity, maximum and minimum pH were analyzed. The following patterns were also analyzed: organic material (maximum, minimum and average) besides water temperature (maximum, minimum and average), and the air (maximum, minimum and average); these data were taken from ETA of Saint Dimas, basin's mouth. Pluviometry was assessed to check possible oscillations throughout these years. About 23,5000 numerical figures were digitized, organized into groups and split into periods with and without precipitation; they were submitted to the statistical analysis. Results showed that there was reduction in the values of minimal turbidity and average turbidity on the precipitation days—from series 1986 to 1987 reaching 1998 to 2000 series. The average of minimal turbidity developed from 60 to 26 NTU and the average of the average turbidity developed from 69 to 49 NTU. The pH raised to 0.5 points and alkalinity increased to about 15%. Taking into consideration the development and application of the "thermic amplitude", water in the Capivari River was more tamponed in 1998 to 2000 series, oscillating less while facing the air temperature. From this onward, possible alteration agents were researched. Aerial photos analysis and satellite images showed changes in the land use and occupation, especially in the riparian forest and metadolomites mineration. Regarding the studied years, there was no significant difference related to precipitation and erosivity. It was hinted that pH elevation was related to affected areas expansion by mining activities, estimated from 47,000 m² per year between 1980 and 2001. Water collected near the stone pit presented high pH. The thermal stability of fluvial water might be related to the expansion of 10% of riparian forests and to the average length growth of riparian forest fragments in 30% from 1980 to 1996, which can be supported from aerial photos. Between 1980 and 2001, shrub-arboreal covering areas, which include forest, re-foresting procedures and secondary systems of occupation ("capoeira") got broadened in more than 10% while grasslands were contracted in 13%. This expansion of the shrub-arboreal covering areas, associated to the riparian forest growth might have influenced turbidity reduction at a high level. Studies undergone during periods split with and without precipitation, show a strong disequilibrium in the basin while it was raining, if one considers turbidity raising, which turns into a strong environmental fragility of the area, soil and water protection considered. Nevertheless, the intensity of these disequilibriums has decreased, as one can notice while comparing 1986 to 1987 series and 1998 to 2000 series. As a conclusion, the environmental condition of the Alto Capillary basin, regarding its hydric quality, has improved.

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a água sempre foi constante na evolução das sociedades. As primeiras aglomerações e vilas só puderam se estabelecer e se desenvolver com sucesso, onde houvesse primeiramente, disponibilidade de água ao longo das estações e dos anos, para seu consumo, agricultura e criação. A ascensão e o declínio de muitas civilizações estão intimamente relacionados ao uso dos recursos naturais, tendo a água um papel primordial e muitas vezes limitante.

Além da onipresente questão da quantidade disponível, as observações das relações entre qualidade da água e o ambiente, em termos de exposição das fontes, localização, temperatura e a associação com doenças, também datam de longa data, a exemplo dos relatos criteriosos de Hipócrates em 480 a.C.

As águas correntes contam a história dos lugares por onde elas passam. Ao longo de sua trajetória descendente, desde as fontes e nascentes em direção ao oceano, muitas transformações acontecem, novas substâncias são formadas e outras decompostas, algumas diluídas, outras concentradas, sedimentos e sementes são levados para os leitos dos rios ou partes baixas do relevo, enquanto organismos diversos circulam ao longo da rede de drenagem.

Um curso d'água ao percorrer áreas de concentrações urbano-industriais, em geral se deteriora sensivelmente devido às emissões de efluentes, a exemplo de muitos rios freqüentemente citados: Danúbio, Volga, Reno, Tâmsa ou ainda, Alto e Médio Tiête, Piracicaba, Paraíba do Sul, Guaíba, Alto Iguaçu, e outros como o rio Belém, aqui em Curitiba. Numa análise global, estes rios além de cumprirem a função de abastecimento são, na maioria das vezes, o principal corpo receptor e veiculador dos efluentes das cidades.

As áreas voltadas para atividades agrossilvopastoris também contribuem para a degradação dos recursos hídricos, tanto pela entrada de materiais particulados procedentes das encostas desprotegidas pelos desmatamentos e práticas inadequadas, quanto por resíduos de adubos e agrotóxicos provenientes das plantações.

A poluição dos rios se torna claramente perceptível na ocasião de acidentes, tais como tombamento de cargas poluentes, rompimento de adutoras, ou grande emissão de efluentes tóxicos ou de elevada carga orgânica, onde os impactos se evidenciam pela mortandade de peixes, espuma, forte turbidez e mau cheiro.

Entretanto, mais freqüentemente, a degradação da qualidade hídrica se traduz pela poluição crônica e insidiosa originada das diversas atividades humanas, o que em termos

ecológicos, de acordo com ODUM (1980), é muito mais problemática pela capacidade de alterar completamente os ecossistemas aquáticos, comparado aos surtos de poluição aguda.

A luta contra a poluição dos rios é um problema global. Enquanto os países desenvolvidos se preocupam com a contaminação por metais pesados, chuvas ácidas e temem até mesmo a possibilidade da contaminação por vírus e príons, os países em desenvolvimento enfrentam o problema da contaminação por agrotóxicos e as provenientes de efluentes domésticos, criatórios animais e das atividades industriais, normalmente pouco controladas.

No Brasil a poluição e degradação dos mananciais podem constituir uma das causas da crise do abastecimento de água, prevista para a próxima década. Isto, apesar da riqueza hídrica de um país que detém 8% de todas as reservas de água doce do mundo (CREA, 2002).

A questão fundamental desta problemática é a relação da água com o ambiente de onde ela provém, pois como afirmou MARGALEF (1983):...*“Através da qualidade de água pode-se avaliar o grau de deterioração de um ecossistema”*. Assim, torna-se claro a necessidade do planejamento regional, que discipline a ocupação urbana, industrial e agropecuária e proteja os mananciais, para que se possa reverter este quadro e ter disponibilidade de água em quantidade e de boa qualidade.

Assumindo essa perspectiva, este trabalho pretende contribuir, através de procedimentos metodológicos desenvolvidos e demonstrados, para o estudo das relações entre estes dois aspectos fundamentais e indissociáveis, ou seja, o ambiente, aqui representado pelo exemplo da bacia hidrográfica do Alto Capivari, pertencente ao Sistema Alto Ribeira e a qualidade de água do rio Capivari e seus afluentes.

A escolha desta área de trabalho foi motivada pelos seguintes fatos:

a) A bacia do Alto Capivari é representativa do Carste Curitibano, região de grande potencial hídrico superficial e subterrâneo e situado nas proximidades da conurbação de Curitiba. Persistem na atualidade, muitas controvérsias e posições conflitantes sobre os usos destes recursos e assim, este estudo poderia contribuir para aclarar algumas questões sobre este tema;

b) O rio Capivari é considerado, por muitos técnicos da área de saneamento, como um dos últimos rios limpos da região, especialmente devido à sua bacia de origem se situar inteiramente sob uso agrossilvopastoril;

c) Pelo fato desta bacia pertencer à grande Região Metropolitana de Curitiba (RMC), cujo crescimento demográfico é acelerado, estimado em 5 a 12 % a.a (HELLER, 2002),

aumenta os riscos potenciais de poluição dos rios, requisitando assim de um diagnóstico que subsidie futuros esquemas de proteção;

d) Sua importância estratégica em virtude da alta demanda de água da região, pois freqüentemente cogita-se a utilização das águas da represa do Capivari, para abastecimento de Curitiba e Região Metropolitana (RMC) num futuro próximo (MARTINS, 2000);

e) A existência de um enorme acervo de dados sobre qualidade hídrica, pois a montante da represa do Capivari encontra-se a ETA de São Dimas que monitorou, para fins de abastecimento, a qualidade de água no exutório da bacia do Alto Capivari, de 1986 a 2000;

f) A representatividade desta bacia de médio porte em termos do Planalto Meridional Brasileiro sobre substrato de rochas cristalinas e sob o domínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

Embora as pesquisas que relacionam o uso e ocupação das terras, com aspectos mais específicos tais como a produção de sedimentos e turbidez, nas águas superficiais, sejam comuns, as avaliações das alterações temporais significativas na qualidade de água de um rio, nem sempre são fáceis de serem evidenciadas.

Isto é verdadeiro principalmente numa bacia sem poluição perceptível, outra que bacteriológica, como a do Alto Capivari, e que aparentemente não sofreu nenhuma alteração substancial evidente no uso e ocupação das terras, num período pouco maior que uma década.

Estudo desta natureza envolve as influências do meio abiótico, biótico e das atividades humanas, sobre o meio aquático, e se refere à área da Ecologia Aplicada, requisitando uma abordagem holística e, portanto sistêmica e interdisciplinar, ampliando a complexidade das pesquisas necessárias a sua consecução.

Além disso, emerge a necessidade da observação freqüente e sistemática durante um longo período de tempo, levando em consideração efeitos meteorológicos pontuais quanto à precipitação, a qual pode alterar completamente, em questão de horas, a qualidade de água de um rio pela diluição ou entrada de materiais particulados e poluentes.

Os parâmetros de qualidade de água normalmente obtidos pelas ETAs (estações de tratamento de água) no Paraná e em outros estados da federação, tais como: turbidez, matéria orgânica, pH, Coliformes, etc, possibilitam observações generalizadas sobre aspectos relacionados à degradação do meio ambiente na bacia hidrográfica.

Não obstante, a natureza desses parâmetros é limitada em diversidade, quantidade e algumas vezes mesmo quanto à sua qualidade, podendo desencorajar de serem aproveitados para fins de pesquisas acadêmicas.

Entretanto, a alteração significativa de parâmetros de qualidade de água ao longo de anos, pode constituir um instrumento adequado para revelar tendências no uso e ocupação das terras na bacia. Esta, uma vez confirmada pelas avaliações de campo, possibilitam um diagnóstico evolutivo, imprescindível à concepção de prognósticos válidos. A partir daí, estariam franqueadas as tomadas de medidas preventivas quanto aos impactos ambientais e conseqüente proteção dos recursos hídricos.

Neste trabalho que envolve uma abordagem temporal, a qualidade de água do Rio Capivari foi avaliada por parâmetros de qualidade de água com alta freqüência de leituras, tomadas em número nunca menor que 15 vezes ao dia para cada parâmetro, em duas épocas distintas, num intervalo médio de 12 anos (1986 a 2000), e comparados, a fim de se verificar alterações na qualidade de água.

Foi desenvolvido e aplicado um método que inclui a organização e avaliação dos dados numéricos destes parâmetros, com um tratamento estatístico adequado e adaptado às oscilações provocadas por precipitações, e que responde ao objetivo da avaliação temporal.

Para avaliar a possível alteração na temperatura da água no período considerado, foi elaborado e aplicado o índice “amplitude térmica relativa”, baseado na dinâmica que envolve as relações entre a cobertura florestal ciliar e as diferenças entre o calor específico da água e do ar.

Em termos de diagnóstico das alterações no uso e ocupação das terras, foram utilizadas imagens de satélite e principalmente fotos-aéreas, contemporâneas ao período da tomada dos dados dos parâmetros de qualidade de água. Alterações em termos de área da cobertura arbustivo-arbórea foram quantificadas e analisadas.

As florestas ciliares foram identificadas, mapeadas e quantificadas, bem como foram desenvolvidos índices de fácil aplicabilidade e reprodutibilidade em outras situações e contextos, visando facilitar a avaliação comparativa entre os períodos.

As áreas de mineração também foram analisadas quanto à sua expansão e forma de exploração.

Em síntese, este trabalho desenvolve e procura demonstrar um procedimento metodológico para se diagnosticar a alteração significativa da qualidade hídrica de um rio, numa abordagem temporal, utilizando dados de parâmetros de qualidade de água disponíveis em muitas bacias do Paraná e do Brasil, considerando efeitos climáticos, microclimáticos e meteorológicos.

Além disso, procura relacionar as alterações encontradas na qualidade de água às modificações no uso e ocupação das terras ao longo do período estudado.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Relacionar as alterações de alguns parâmetros de qualidade de águas fluviais, considerando as oscilações pluviométricas, às modificações ambientais ocorridas na bacia de origem, numa abordagem temporal.

Objetivos Específicos

Desenvolver e aplicar um procedimento metodológico de avaliação da alteração de parâmetros de qualidade de água, numa abordagem temporal, e adaptado ao resgate de dados históricos comumente existentes em muitos rios do Estado do Paraná.

Desenvolver e aplicar um procedimento metodológico de avaliação da alteração temporal da temperatura das águas fluviais.

Desenvolver e aplicar um procedimento metodológico de avaliação da alteração temporal do uso e ocupação das terras na bacia, incluindo a avaliação da cobertura arbustivo-arbórea, das florestas ciliares, através da elaboração de índices comparativos e também da expansão das atividades mineradoras.

Diagnosticar a qualidade de água do rio Capivari, na seção estudada.

Caracterizar de forma circunstanciada o meio ambiente em termos relativos a qualidade da água da bacia hidrográfica.

Estabelecer alguns cenários evolutivos do uso e ocupação das terras na bacia e seus possíveis reflexos em termos de qualidade hídrica.

2. HIPÓTESE

O fundamento filosófico deste trabalho parte da conhecida hipótese expressa por MARGALEF (1983), de que *através da qualidade da água poder-se-ia conhecer o grau de deterioração dos ecossistemas*, uma vez que as águas também seriam instrumentos privilegiados para avaliar o equilíbrio dos mesmos, devido a sua sensibilidade às alterações sedimentológicas e químicas.

Assim, utilizando-se de métodos estatísticos que comprovem, ou não, a ocorrência de alterações significativas na qualidade de água de um rio ao longo de determinado período de tempo, devem ser pesquisados no ambiente os motivos responsáveis por tais alterações.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Uma diversificada revisão bibliográfica foi necessária devido à ampla abrangência dos temas focalizados. Os temas versaram sobre rios, vazão, uso e ocupação das terras em bacias hidrográficas, floresta ciliar e sua influência na qualidade das águas correntes, poluição e contaminação, impacto da atividade da mineração, entre outros.

Os significados ambientais de alguns parâmetros utilizados para classificar a qualidade de água foram estudados, procurando entender sua relação com o ambiente rural. Algumas fórmulas utilizadas para caracterizar a bacia em termos morfométricos e mensurar a erosividade, também foram revistas.

3.1 SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADES DE ESTUDO, PESQUISA E PLANEJAMENTO.

Diversos autores têm interpretado o conceito de bacia hidrográfica de diferentes formas, o que para alguns seria apenas uma delimitação geográfica ou uma entidade hidrológica, para outros constituiria uma unidade de ecossistema, ou ainda, uma unidade geo-hidroecológica.

Numa abordagem clássica, o termo bacia hidrográfica refere-se a uma compartimentação geográfica delimitada por divisores de água, sendo este compartimento drenado superficialmente por um curso d'água principal e seus afluentes (GUERRA, 1987; CARVALHO, 1981).

Para MACSOUD (1959¹), citado por CANALI; OKA FIORI e GUEDES (1998), a bacia hidrográfica seria uma entidade hidrológica, constituída pelo conjunto de terrenos drenados por um curso d'água e seus tributários. Assim, toda a água que atinge a área em forma de precipitação, não sendo devolvida à atmosfera pelos processos depletivos de evaporação e transpiração, ou não escapando subterraneamente às microbacias vizinhas ou diretamente ao oceano, seria eventualmente escoada como deflúvio, através da seção da desembocadura do curso de água principal.

Para ODUM (1983), a bacia hidrográfica constitui uma unidade de ecossistema para gerenciamento ou para estudo. Assim, os campos, as florestas, as cidades, interligados por um sistema de rios, ou ainda uma rede subterrânea, interagem como uma unidade prática.

Como unidade, a bacia hidrográfica se presta bem ao estudo envolvendo uma abordagem sistêmica, tal qual a abordagem geo-hidroecológica.

¹ MACSOUD, H. *Boletim Geográfico*. Ano XVII SP jul/ago nº 151. 1959.

Este termo foi criado por COELHO NETO²(1998), citada por FILGUEIRA LEITE (1998), expressando uma visão analítico-integrativa do ambiente, na medida em que seus elementos: relevo, água, vegetação / fauna, solo / rocha encontram-se relacionados entre si, influenciando-se mutuamente, tendo na água o agente de ligação entre as partes.

Nesta abordagem, o todo é muito mais do que a soma das partes, uma vez que estas interagem entre si, como nos sistemas ecológicos, gerando propriedades emergentes, isto é, que não poderiam ser previstas apenas pela apreciação dos termos do nível hierárquico antecedente.

Na verdade, a abordagem geo-hidroecológica é uma abordagem de ecossistema que focaliza os aspectos hidrológicos.

Uma revisão bibliográfica abrangente sobre a relação entre as bacias hidrográficas e a abordagem de sistemas pode ser encontrada em CHIARANDA (2002), que desenvolveu um modelo hipotético para avaliação da capacidade potencial de armazenamento de água, considerando os efeitos dos diferentes usos da terra.

Por constituírem ecossistemas com o predomínio de uma única saída, as bacias hidrográficas tornam possível a realização de uma série de experimentos. Estas unidades, também são adequadas para avaliação de impactos que podem gerar riscos ao equilíbrio e à manutenção da quantidade e qualidade da água, uma vez que estas variáveis estão relacionadas ao uso do solo (VALENTE e CASTRO, 1981).

A utilização da bacia hidrográfica como unidade de planejamento ocorre nos EUA desde 1933, com a criação do *Tennessee Valley Authority*, a TVA, sendo posteriormente adotada em várias partes do mundo. A TVA constitui ainda hoje um modelo paradigmático de gestão territorial. No Brasil, as décadas de 80 e 90 são marcadas por inúmeros trabalhos apresentando a bacia hidrográfica como unidade fundamental de pesquisa.

Quanto aos conceitos de bacia e sub-bacia, estes se relacionam a ordens hierárquicas dentro de uma determinada rede hídrica. Assim, cada bacia hidrográfica se interliga com outra de ordem superior, constituindo em relação à última, uma sub-bacia. Assim, os termos bacia e sub-bacias hidrográficas são relativos (SOUZA, 1996).

Quanto ao termo microbacia hidrográfica, de acordo com BOTELHO (1999), não é bem definido, pois muitas vezes apresenta o mesmo significado de sub-bacia, outras vezes de uma bacia de ordem zero (ordem espacial mínima). Entretanto, é sempre um conceito relativo, como o de bacia e sub-bacia.

² COELHO NETO, A L. **Erosion and landscape an humid region: a geohydrological approach to guide preventive engineering practices.** In: Caracterização geotécnica de movimentos de talude no contexto brasileiro. COPPE/UFRJ. 1998.

Outro conceito muito importante e com fortes implicações ecológicas é o de divisor freático e divisor de águas ou topográfico. O divisor topográfico, como o próprio nome indica, é condicionado pela topografia e consiste na linha separadora das águas pluviais enquanto que o divisor freático é em geral determinado pela estrutura geológica, estabelecendo os limites dos reservatórios de água subterrânea (GUERRA, 1987).

As áreas demarcadas por estes dois divisores dificilmente coincidem exatamente, pela dificuldade de se determinar precisamente o divisor freático, uma vez que ele não é fixo, mudando de posição com as flutuações do nível piezométrico. Assim, considera-se a área da bacia aquela determinada pelo divisor topográfico.

As implicações ecológicas deste conceito são muito importantes. A título de exemplo, um poluente emitido numa determinada bacia, pode contaminar a bacia vizinha pela comunicação da água subterrânea.

3.2. RIOS E QUALIDADE DE ÁGUA

3.2.1. Definição de rio

Segundo GUERRA (1987) um rio pode ser definido da seguinte forma: "Uma reunião do lençol de água numa mesma calha, cujo declive contínuo permite uma hierarquização na rede hidrográfica. Possuem várias cabeceiras que dão origem ao seu curso e recebem vários afluentes, sendo delimitados lateralmente pelas margens e pelas vertentes as quais definem o tipo de vale. O curso de água pode ser dividido em três partes: curso superior, médio e inferior. No curso superior, há o predomínio do escavamento vertical, no curso médio há predomínio do transporte e modelado das vertentes e no curso inferior há o fenômeno de aluvionamento".

Em termos hidrológicos é um sistema aberto com um fluxo contínuo da nascente à foz, sendo que a manutenção do sistema de escoamento depende do balanço hidrológico.

Em termos geomorfológicos um rio é visto como uma etapa ou um elo do ciclo hidrológico, como um local de erosão, transporte e deposição de materiais e também como um sistema físico completamente aberto, em equilíbrio hidrodinâmico, com energia distribuída e atuando ativamente na superfície das áreas terrestres (CURRY, 1972³, citado por SCHWARZBOLD, 1999).

Sintetizando várias informações sobre a definição de rio, SCHWARZBOLD (1999), formula o seguinte:

"É um sistema aberto, fortemente pulsátil, formado por elementos bióticos e abióticos interatuantes, de fluxo energético e multidirecional, mesmo que direcionado mais marcadamente no sentido do escoamento do fluxo. O limite do sistema é a própria bacia hidrográfica. As modificações espaciais e temporais de materiais abióticos e bióticos se produzem geralmente como um processo contínuo".

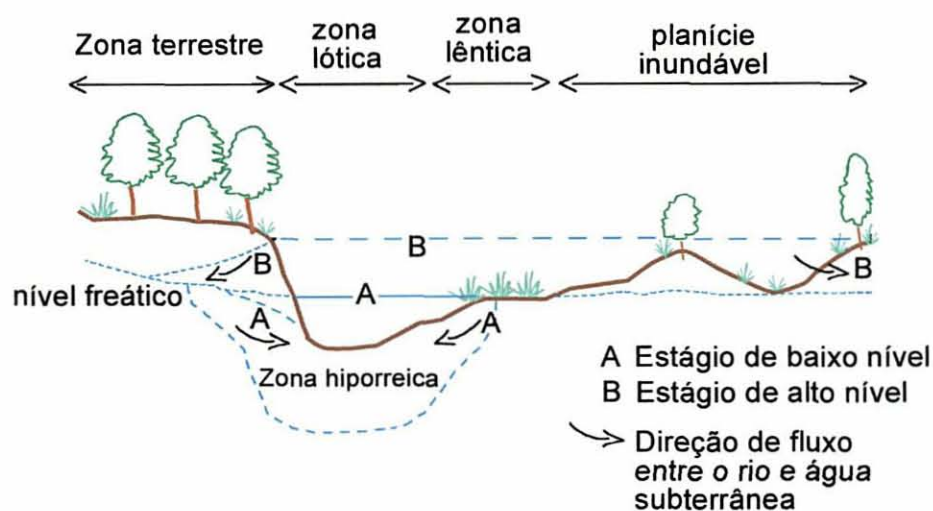
³ CURRY, R. R. Rivers – A Geomorphic and Chemical Overview. In: OGLESBY R. T; CARLSON. C. A. & MCANN, J. A. (eds) *River Ecology and Man*. New York: Academic Press. 1972. p. 9-31.

Esta característica de ser pulsátil faz com que os rios possam se alterar bastante ao longo de um certo período, em função da variação na descarga, como será visto no item “Variação na qualidade de água devido à alteração de fluxo” (item 3.2.7).

Quanto ao aspecto de fluxo multidirecional, mencionado pelo autor supracitado, os rios representam um sistema de fluxo dinâmico de drenagem, que consiste no produto final do escoamento superficial, infiltração das águas dos rios para a água subterrânea e descarga subterrânea para os rios.

As relações entre dois últimos fluxos, incluindo a nomenclatura utilizada, podem ser vistos na FIGURA 1. Nesta figura, em estágio de baixo nível, ou seja, em épocas de estiagem, o rio é alimentado pela descarga subterrânea enquanto que, em épocas de precipitação, pode haver passagem da água superficial para o sistema freático.

FIGURA 1 - MODELO ESQUEMÁTICO DA RELAÇÃO ENTRE FATORES FÍSICOS E OS ESTÁGIOS DE ALTO E BAIXO NÍVEL DE ÁGUA DE UM RIO



FONTE: ADAPTADO DE MEYBECK (1990).

Assim, a zona lântica se refere às áreas de várzeas, também chamadas de pântano, banhado, áreas úmidas, etc, as quais fornecem água para os sistemas lóticos em época de estiagem.

Entretanto ODUM (1983), considera as áreas de várzea como ecossistemas de “alagados” deixando o termo lântico apenas para lagos e tanques. O autor esclarece que os ecossistemas de água doce podem ser agrupados em três séries: **1. de águas paradas**, ou lânticos (de *lenis*, “calmo”): lago e tanques; **2. de águas correntes**, ou lóticos (de *lótus*, lavado): rios e riachos ; **3. alagados**: brejos e pântanos.

Nos ecossistemas lóticos, ou seja, nos rios, os intercâmbios entre terra e água são mais extensos, resultando num ecossistema mais aberto, mais heterotrófico, com pouca estratificação térmica ou química, sendo a pressão de oxigênio mais alta e relativamente uniforme.

3.2.2 Classificação dos rios

As classificações dos rios podem ser feitas de diversas formas como, por exemplo, classificando-os como **efêmeros** ou intermitentes, quando destituídos de água numa parte do ano ou **perenes** para os que drenam água no decorrer do ano todo. SCHÄFER (1984), também divide os rios em tipologias morfológicas (rios de montanha e de planície), climáticas (localizados nas regiões secas ou úmidas) e hidrológicas (pelo regime e vazão dos rios).

Exemplificando, de acordo com o clima os rios podem ser **dirreicos**, quando a nascente e a foz ocorrem em zonas úmidas e o curso médio em zona árida, **endorreico**, com nascente em zona úmida e foz no interior de uma zona árida; **arreico**, quando todo ele está localizado em zona árida e **eurreico** quando todo ele está localizado em zona úmida (SCHAFER, 1984). Assim, a grande maioria dos rios brasileiros pode ser considerada eurreica.

Quanto às características hidrológicas, de acordo com MEYBECK et al. (1992), podem ser feitas: pela média das descargas de pico, pela média mensal ou anual de descarga, e pela média da baixa descarga. Uma classificação baseada na área de drenagem e largura do rio é mostrada na TABELA 1.

TABELA 1 - CLASSIFICAÇÃO DE RIOS BASEADA NAS CARACTERÍSTICAS DE DESCARGA, ÁREA DE DRENAGEM E LARGURA DE RIO.

Tamanho do rio	Descarga média (m ³ /s)	Área de drenagem (km ²)	Largura do rio (m)	Ordem do rio *
Rios muito grandes	>10000	>10 ⁵	>1500	> 10
Rios grandes	1000 a 10000	100 a 10 ⁶	800 a 1500	7 a 11
Rios (<i>rivers</i>)	100 a 1000	10000 a 100000	200 a 800	6 a 9
Pequenos rios	10 a 100	1000 a 10000	40 a 200	4 a 7
Ribeirões (<i>streams</i>)	1 a 10	100 a 1000	8 a 40	3 a 6
Pequenos ribeirões (<i>small streams</i>)	0,1 a 1	10 a 100	1 a 8	2 a 5
Córregos (<i>brooks</i>)	< 0,1	<10	< 1	1 a 3

*Dependente de condições locais

FONTE: MEYBECK et al. (1992).

Entretanto, esta distinção é arbitrária e não há indicação de rios com forte variabilidade de descarga, como ocorre nos de áreas semi-áridas e áridas, como exemplo. Na TABELA 1, observam-se também diferentes terminologias utilizadas na língua inglesa para os rios.

Observa-se que a palavra *river* em inglês é utilizada apenas para rios maiores. Também em português, um curso d'água deve ter um tamanho significativo para ser considerado um rio, já para cursos menores há um grande número de termos: arroio, ribeira, ribeiro, ribeirão, riacho, córrego e outros.

Há a classificação genética, isto é de origem, relacionada fortemente com a litologia e muito utilizada em geomorfologia.

De acordo com SUGUIO e BIGARELLA (1990), um determinado rio pode ser classificado em: **antecedente**, quando contrabalançou os efeitos de um movimento tectônico e entalhou seu curso de forma rápida; **superimposto** quando efetuou a incisão após o dobramento; **conseqüente**, o curso foi determinado pelo declive da superfície geológica, geralmente coincidindo com o mergulho da camada geológica, sendo o curso retilíneo e paralelo, fluindo para a parte mais baixa; **subseqüente**, quando o sentido do fluxo é controlado pela estrutura rochosa, acompanhado zonas de fraquezas (falhas e diaclasamento, rochas menos resistentes, etc); **obseqüente**, quando correm em sentido oposto ao mergulho das camadas geológicas e possuem pequenas extensões, descendo escarpas e terminado em rios subseqüentes; **reseqüente**, quando fluem em sentido igual aos conseqüentes, porém nascem em nível topográfico mais baixo, **inseqüente**, quando não tem qualquer controle geológico visível na disposição espacial da drenagem.

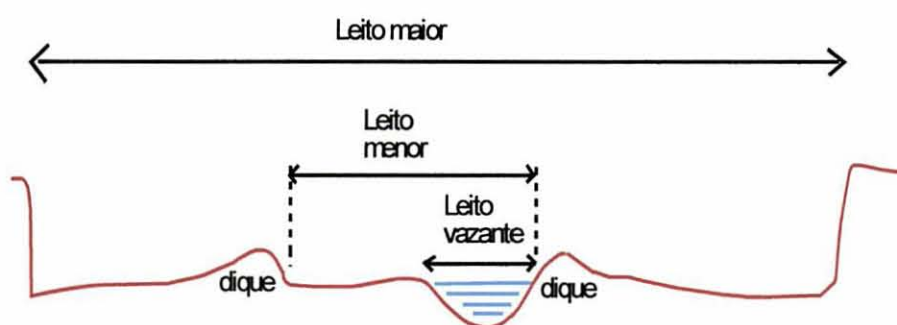
Pode-se ainda classificar um rio quanto a sua relação com a água subterrânea. Assim os rios podem ser **efluentes**, quando a água subterrânea alimenta os cursos fluviais, o que ocorre geralmente nas regiões úmidas, enquanto nas regiões secas, eles perdem água para o subsolo e são classificados como **influentes**. Este fenômeno pode ocorrer para um mesmo trecho de rio em época de chuva ou estiagem.

3.2.3 Classificação do leito do rio

O leito do rio também é passível de classificação, sendo de grande importância na compreensão dos eventos das cheias. Os leitos fluviais correspondem aos espaços que podem ser ocupados pelo escoamento das águas e no que tange às planícies de inundação pode-se distinguir os seguintes, de acordo com CHRISTOFOLETTI (1980): leito de vazante; leito menor; leito maior periódico ou sazonal, e leito maior excepcional. A FIGURA 2 mostra

três dos quatro tipos de leito. O leito de vazante está incluído no leito menor e conduz as águas baixas; o leito menor é encaixado nas margens entre os diques; não existindo vegetação nesta área; o leito maior periódico é ocupado pelas cheias ao menos uma vez ao ano e o leito maior excepcional (não mostrado na figura) é ocupado pelas cheias mais elevadas que ultrapassam o leito maior.

FIGURA 2 - TIPOS DE LEITO FLUVIAIS: LEITO DE VAZANTE, LEITO MENOR E LEITO MAIOR.

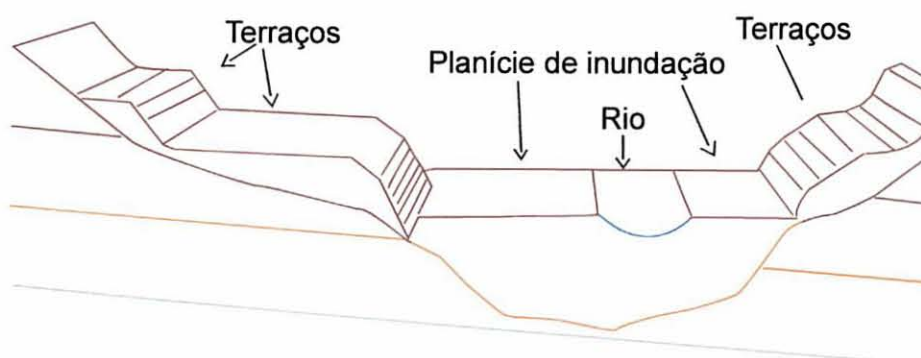


FONTE: ADAPTADO DE CHRISTOFOLETTI (1980)

3.2.4 Terraços fluviais

Quanto aos terraços eles consistem numa superfície horizontal ou levemente inclinada, geralmente originada por depósito sedimentar, modelada pela erosão fluvial, constituindo uma banquetta ou patamar, que interrompe um declive contínuo, ou seja, marcam as rupturas de declive (FIGURA 3).

FIGURA 3 - FORMAÇÃO DE TERRAÇOS FLUVIAIS



FONTE: CHRISTOFOLETTI (1980)

3.2.5 Vazão

A variação do nível das águas fluviais no decorrer de um ano é denominada de regime de fluxo ou regime fluvial e o volume de água, medido em metros cúbicos por segundo é chamado de descarga, vazão, deflúvio, ou ainda débito ou módulo fluvial (CHRISTOFOLETTI, 1980). A vazão de um rio é o volume de água que passa numa área perpendicular à direção de fluxo (seção transversal), num determinado período de tempo, em geral um segundo (ABAS, 1997).

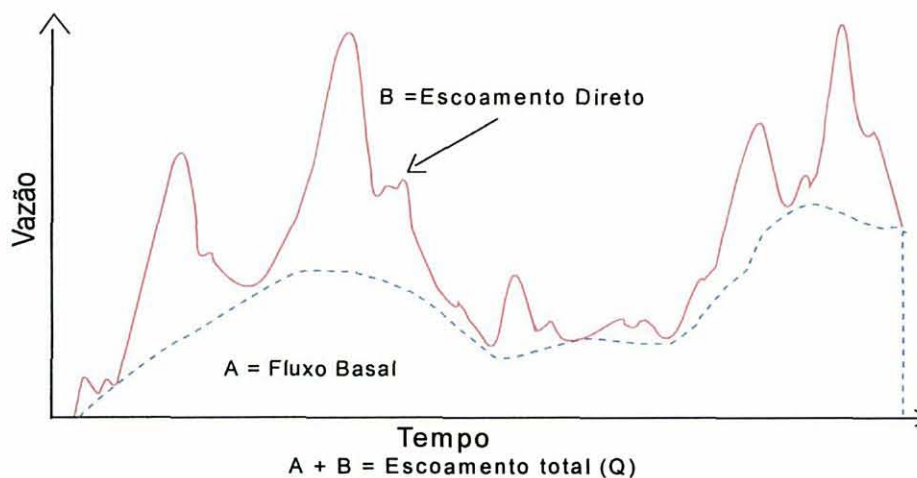
A vazão é também chamada de escoamento fluvial e corresponde à quantidade total de água que alcança os cursos fluviais, depois de descontadas as perdas por evaporação, transpiração e infiltração para águas subterrâneas e para aquíferos, incluindo também o escoamento pluvial sobre os cursos de água e a quantidade de água que infiltrada no solo, se junta aos cursos fluviais.

De acordo com ABAS (1997), o escoamento superficial é relativo aos canais de drenagem de superfície, enquanto que o escoamento é o escoamento disperso de água que se dá pela superfície topográfica.

O deflúvio de uma bacia hidrográfica resulta de fluxos líquidos superficiais e também subsuperficiais, se desenvolvendo em duas etapas: fluxo superficial e fluxo basal.

Enquanto o fluxo superficial ocorre logo após a precipitação e decorre do escoamento e escoamento superficiais, o fluxo basal representa a quantidade de água que penetra no solo, alimenta o sistema freático e escoam em direção aos entalhes fluviais, sofrendo um atraso em relação ao fluxo superficial, dependente da taxa de infiltração da água no solo e do grau de saturação do solo antes da precipitação (FIGURA 4).

FIGURA 4 - FLUXO BASAL E ESCOAMENTO DIRETO DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA



FONTE: ADAPTADO DE SCHÄFER (1984).

O fluxo base ou descarga base constitui a mínima quantidade de água que se move dentro de um rio sendo, na maioria das vezes, controlado pela descarga de subsuperfície. A caracterização deste fluxo deve ser feita, no mínimo, para um período de estiagem de sete dias, embora a de 30 dias seja melhor (TUCCI, 1993).

A vazão de um rio é influenciada por diversos fatores que SOUZA (1996), agrupa em três categorias: climáticos, fisiográficos (tamanho da bacia, formação geológica, solo, declividade) e de uso do solo.

Quanto ao uso do solo, SCHÄFER (1984), afirma que quanto maior a cobertura vegetal, maior a evapotranspiração e menor a taxa de escoamento superficial, sendo que em locais com pouca ou nenhuma vegetação, as águas das chuvas resultam em escoamento superficial (*run-off*) imediato. O tamanho do rio é importante, pois rios maiores reagem com menor intensidade a uma maior precipitação.

A geomorfologia também pode condicionar a pluviometria e a quantidade de água que escoar em superfície. Assim, as serras proporcionam a ocorrência de chuvas orográficas, além do que, os terrenos menos permeáveis e mais acidentados e às vezes rochosos das mesmas, favorecem um rápido escoamento da precipitação e um alto deflúvio (CUSTODIO, 1983).

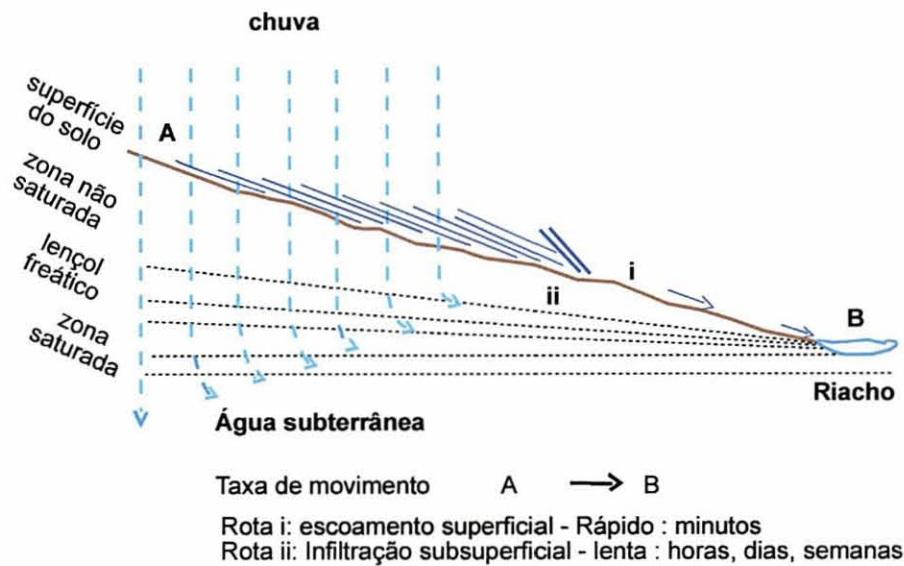
As características de descarga são ainda influenciadas pela intensidade da precipitação, pois de acordo com SHAXSON (1988), a vazão depende da duração das chuvas, além da saturação de água do solo, da proporção de rochas expostas e da presença de solos profundos e de boa drenagem interna.

A chuva que se transforma em escoamento superficial chega rapidamente aos cursos d'água em relação à que penetra no solo, encontra o sistema freático e escoar em direção às nascentes, rios e riachos. A FIGURA 5 ilustra esta relação.

As bacias bem manejadas apresentam alta taxa de infiltração e assim uma boa parte da água das chuvas penetra no solo, refletindo numa vazão mais regular durante o ano. GUIMARÃES (2000), estudou a diferença de vazão associada à alteração da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Pequeno, Região Metropolitana de Curitiba e verificou que após a diminuição da cobertura vegetal, a vazão se tornou mais concentrada, com maiores picos de elevação.

O conhecimento da vazão de um rio é muito importante uma vez que fornece uma relação direta da quantidade e disponibilidade de água, permitindo um melhor planejamento da utilização dos recursos hídricos de uma região, o que é especialmente importante em áreas de disponibilidade hídrica reduzida. Através do conhecimento da vazão há também a possibilidade da estimativa das cargas transportadas (SOUZA, 1996).

FIGURA 5 - TAXA DE MOVIMENTAÇÃO DE ÁGUA



FONTE: ADAPTADO DE SHAXSON (1988).

3.2.6 A composição das águas dos rios

Ao contrário dos oceanos, que apresentam composição química praticamente constante em todo o lugar do mundo e há milhares de anos mantêm um mesmo valor de pH, a composição das águas dos rios é muito variável. Esta variação, mesmo em ambientes completamente naturais, é determinada por diversos fatores: clima (temperatura, umidade, ventos, precipitação), tipos de rochas, vegetação, contribuição da água subterrânea e composição da água da chuva.

Os minerais e rochas da crosta constituem a principal fonte de carga dissolvida ou em suspensão nos sistemas aquáticos. A solubilidade e a taxa de dissolução dos minerais depende de características inerentes às rochas, bem como do tempo de contato entre a rocha e a água, além da temperatura da água e do clima.

Um trabalho neste contexto pode ser visto em FALKENMARK e ALLARD (1991). Os autores avaliaram nos EUA, as variáveis que definem a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em termos hidroquímicos.

ALLAN (1995), observou que sob um mesmo clima, a concentração iônica dos rios que drenam áreas de rochas ígneas é, em geral, a metade da concentração dos rios que drenam terrenos sedimentares, devido ao diferencial de resistência das rochas ao intemperismo.

Entretanto, devido à associação da água com o quimismo das rochas percoladas, mesmo em ambientes naturais, certas águas se tornam impróprias à utilização humana pela concentração de elementos nocivos, tais como flúor, arsênico, carbono orgânico (sic), etc (MEYBECK, 1990).

Em trabalho de geoquímica, a partir de microbacias hidrográficas, realizado no Paraná pela MINEROPAR, ficaram evidentes os altos teores de flúor provenientes de substratos geológicos, causando inclusive fluorose em crianças (LICHT; MORITA; TARVAINEN, 1996; LICHT, 2001).

O clima é fator determinante na composição química das águas, pois altas concentrações de sais dissolvidos são encontradas em rios que drenam áreas áridas, devido ao reduzido volume de precipitação e escoamento (*run-off*), pelo acúmulo de sais no solo e forte evaporação (ALLAN, 1995).

O clima também condiciona a vegetação que libera ácido orgânico para as águas, alterando o pH e otimizando o processo de intemperismo das rochas, sendo esta influência de grande importância nos trópicos úmidos pela exuberância da vegetação, isto da biomassa vegetal (BRADY, 1979).

Os seres vivos de uma forma geral alteram a composição hídrica. As algas, no processo de fotossíntese, consomem o CO_2 da água e liberam o O_2 , produzindo uma oscilação no pH das águas, dia *versus* noite.

Até mesmo as águas das chuvas podem alterar a composição da água de um rio quando próximo ao mar, por meio dos ventos carregando aerossóis com Cl^- e Na^+ provenientes do oceano (ALLAN, 1995).

Quando a contribuição de aquíferos para um corpo de água é significativa, a composição química da água tende a apresentar composição menos variável que a do escoamento superficial, devido ao fato da água subterrânea estar relativamente mais protegida de fatores externos e assim apresentar maior estabilidade química e térmica (ALLAN, 1995).

3.2.7 A variação da qualidade de água devido à alteração do fluxo

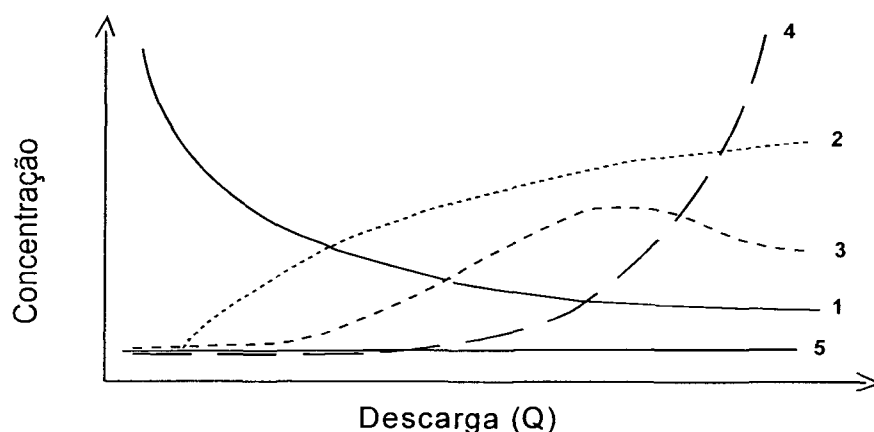
A variação no fluxo de água de um rio pode provocar alterações nas características físicas, químicas e biológicas das águas. Quanto à alteração química, a concentração de sais pode diminuir com o aumento da vazão, o que é esperado quando a entrada destes é constante; ela pode permanecer igual, pois a água da chuva pode estabelecer um equilíbrio

com o solo, quando na percolação, ou quando os valores se encontram próximos à saturação.

Entretanto, alguns íons têm sua concentração elevada com o aumento da descarga (GOLTERMAN⁴, 1978, citado por ALLAN, 1995).

A FIGURA 6 ilustra estes comportamentos. Nesta figura, a curva 1 mostra um decréscimo da concentração com a descarga num processo de diluição, o que ocorre quando uma substância, que se dissolve na água, é introduzida numa razão constante. A curva 2 evidencia um aumento limitado na concentração, geralmente referente ao fluxo de constituintes do solo, tais como a matéria orgânica e espécies nitrogenadas. A curva 3 é a mesma que a 2, mas com uma alteração na descarga devido ao fluxo superficial; a curva 4 mostra um aumento exponencial na concentração, como por exemplo, no teor de sólidos solúveis e substâncias acopladas à matéria orgânica, tais como pesticidas e herbicidas. A curva 5 ilustra uma entrada constante de uma substância com a descarga, como, por exemplo, o Cl^- , proveniente da água das chuvas.

FIGURA 6 - PADRÕES DE CONCENTRAÇÃO E DILUIÇÃO EM FUNÇÃO DA DESCARGA



FONTE: MEYBECK et al (1992).

O aumento da vazão provoca também uma elevação nos teores de limo, argila, matéria orgânica e Coliformes, mantidos em suspensão pelo fluxo turbulento, sendo carregados em velocidade igual à da água. SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental- (1997), verificou que no aumento da vazão em períodos de chuvas, alguns rios de algumas bacias do Paraná, diminuíam sua qualidade, avaliados pelo IQA, devido a um aumento na DBO, DQO, nitrogênio e Coliformes fecais.

⁴ 4 Golterman, H.I., Clymo, R. S. e OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analyses of fresh water.** Blacwell Scientific Publications; Oxford, 1978.

Este fato foi registrado na bacia dos Rios das Cinzas, Ivai, Pirapó, Ribeira e em dois pontos na bacia do Tibagi. A TABELA 2 mostra dois rios da bacia do rio Das Cinzas, com diferentes vazões e conseqüente diminuição na qualidade da água.

TABELA 2 - ALGUNS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA RELACIONADOS À VARIAÇÃO DE VAZÃO

PARÂMETROS	ESTAÇÕES			
	Rio das Cinzas-Tomazina		Rio Laranjinha- Santa Terezinha	
	31/07/91	10/03/92	20/11/91	17/03/92
Q (m ³ /s)	14,4	23,9	20,0	77,6
DBO (t/dia)	1,2	4,1	3,5	13,4
DQO (t/dia)	2,5	16,5	10,4	60,3
N- KJEL (t/dia)	0,5	1,0	0,9	3,3
COLI-FE (NMP/dia)	29x10 ¹²	1032x10 ¹²	14x10 ¹²	938x10 ¹²

Q: vazão; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; N-KJEL: N total; COLI-FE: Coliformes fecais.

FONTE: SUDERHSA (1997).

3.3 ZONA RIPÁRIA E FLORESTAS CILIARES

3.3.1 Definição

O termo **mata ciliar** ou **floresta ciliar** ou ainda **floresta ripária**, se refere à vegetação arbustiva e arbórea, adjacentes aos cursos d'água. O termo floresta ripária não é muito utilizado no Brasil, enquanto que nos países de língua inglesa, *riparian forest* é o termo utilizado para designar este tipo de floresta. Também se utiliza o termo *Riparian Forest Buffer System* (RFBS) no sentido mais funcional.

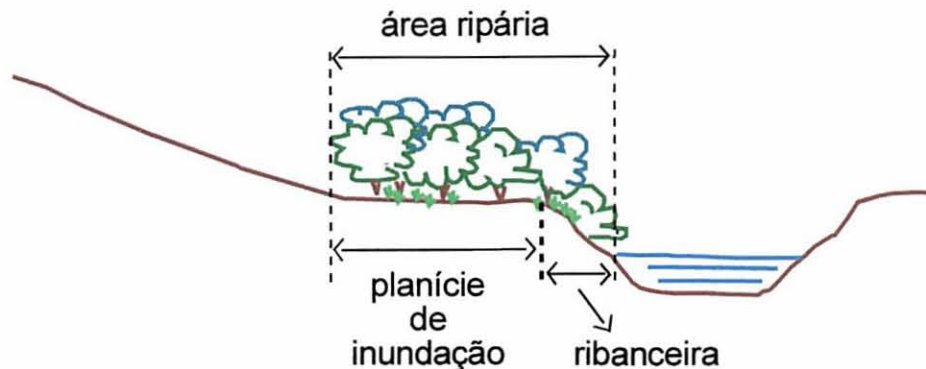
Entre floresta ciliar e **floresta galeria** existe uma certa distinção, sendo que para ACIESP (1987)⁵, citado por MANTOVANI (1989), a floresta ciliar é a que se localiza nas margens dos diques marginais dos rios, sendo em geral mais estreita que a floresta galeria, a qual pode abranger todo o fundo aluvial dos vales.

O IBGE (1992), utiliza o termo **floresta aluvial**, a qual pode estar presente em quase todas as formações vegetais mais desenvolvidas, aparecendo no Estado do Paraná as florestas aluviais no domínio da Floresta Ombrófila Densa, localizadas nas margens dos rios e sobre solos aluviais, e também na Floresta Ombrófila Mista, em planícies sedimentares recentes e influenciadas pelo regime hídrico dos rios, sendo dispersas em diferentes altitudes e latitudes e regiões do Estado.

⁵ ACIESP. **Glossário de Ecologia**, São Paulo, ACIESP, CNPq., FAPESP, Secretaria de Ciência e Tecnologia. P.P. 91 (publicação ACIESP n.57. 1987).

LIMA (1989), utiliza o termo **ecossistema ripário** para designar o conjunto da floresta, vegetação associada, piso florestal e as interações com o meio, como mostra a FIGURA 7.

FIGURA 7- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO ECOSSISTEMA RIPÁRIO



FONTE: LIMA (1989)

3.3.2 Características da zona ripária

Ao redor de rios e lagos, os terrenos são constantemente rejuvenescidos devido a constantes deposições de sedimentos trazidos das encostas e dos rios. Este ambiente apresenta condições, na maioria das vezes, inóspitas às plantas, tais como a anaerobiose dos solos encharcados, entretanto algumas espécies podem ter sucesso na colonização.

Estas espécies pioneiras em geral constituem comunidades compostas por poucas espécies especializadas e cosmopolitas. À medida em que este ecossistema evolui, a comunidade vegetal sofre um processo de sucessão se tornando mais complexa, tais como os ecossistemas das florestas aluviais (IBGE, 1992).

Os ecossistemas ripários (*riparian ecosystems*) o qual inclui as florestas ripárias, pertencem aos mais diversos sistemas ecológicos da Terra e são considerados atualmente como um dos locais mais importantes em termos de perda da biodiversidade (SALA et al., 2000).

Para COOPER et al. (1987), a maioria dos estudos sobre ecossistemas ripários, não apresenta muitas informações sobre os custos sociais da degradação dos mesmos, sendo que os reais benefícios deveriam ser medidos por indicadores abrangentes tais como: a melhoria na qualidade de água e a manutenção da biodiversidade.

Nas zonas rurais, MUELLER (2000), coloca que as áreas cobertas pelas florestas ciliares foram muito degradadas, sendo utilizadas logo no início da exploração agrícola,

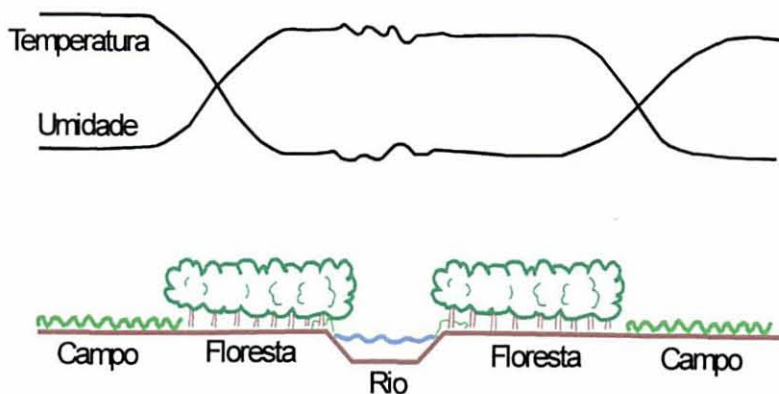
devido a maior fertilidade natural destas terras. Além da agricultura, atividades como o garimpo, a extração de madeira, de areia e de argila, bem como atividades relacionadas à ocupação do espaço urbano, também concorrem para a destruição deste ecossistema.

As florestas ripárias são essenciais para proteção das águas e podem ser manejadas para melhorar sua qualidade através do controle das fontes não pontuais. Os processos relacionados à melhoria na qualidade das águas são: retenção de materiais particulados, preservação das planícies inundáveis, filtragem e decomposição de nutrientes e poluentes.

As áreas ou zonas ripárias são ambientes únicos devido à sua posição na paisagem, constituindo ecótonos entre zonas aquáticas e terrestres e mesmo corredores que conectam regiões.

Estas áreas funcionam, em termos meteorológicos, como um “oásis”, absorvendo energia, evaporando a água, aumentando a umidade do local e diminuindo sua temperatura, constituindo assim, um ecossistema diferenciado das bordas. A FIGURA 8 exemplifica este efeito.

FIGURA 8 - ESQUEMA DO “EFEITO OÁSIS” DA ZONA RIPÁRIA



FONTE: MALANSON (1993).

A integração da zona ripária com a superfície da água proporciona cobertura e alimentação para peixes e outros componentes da fauna aquática e por este efeito de sombreamento, intercepta e absorve a radiação solar contribuindo para a estabilidade térmica (LIMA, 1989).

Além disto, nos fundos dos vales é comum a presença de neblina devido a condensação de vapores de água, principalmente nas primeiras horas do dia. Isto ocorre

pela manutenção de temperatura da água, superior à do ar durante a noite, provendo as florestas que aí ocorrem, de uma maior umidade.

Assim, as florestas ciliares situadas nos fundos dos vales, contribuem fortemente para uma maior frequência de névoas e neblinas sob inversão térmica noturna, contribuindo com mais este fator convergente, para a estabilidade térmica dos rios sob floresta ciliar (MANTOVANI, 1996).

O autor supracitado coloca ainda que a névoa e a neblina formadas a partir da condensação de gotas decimilimétricas de água atuam também como forte agente refletivo na faixa do infravermelho termal, reduzindo drasticamente a irradiação noturna. Este processo ocorre, sobretudo em noites de circulação mais calma (velocidade do vento próximo a superfície menor do que 2 m/s), resultando na condensação sobre o solo e vegetação, além de névoa no ar, num processo que libera calor latente de condensação para o ambiente evitando a queda da temperatura.

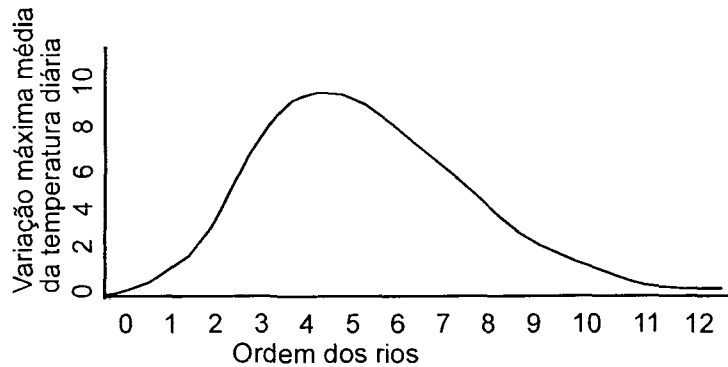
Quanto à temperatura das águas, a de grandes rios não é comumente afetada por sombreamento, pois devido ao seu grande volume, eles possuem considerável **inércia termal**. Em pequenos rios, o sombreamento pode alterar substancialmente a temperatura de verão, sendo as flutuações na temperatura diária comuns, devido à mudança dia *versus* noite na temperatura do ar, da absorção da radiação solar durante o dia, e da irradiação à noite.

Os rios de cabeceira (*stream brooks*) freqüentemente são menos variáveis termicamente, devido à influência das águas subterrâneas e do sombreamento. Como consequência, a variação da temperatura é maior em rios de tamanho intermediário, como ilustra a FIGURA 9, a qual relaciona o tamanho do rio, ao número de ordens e à máxima variação da temperatura em graus Celsius.

NAKAMURA e DOKAI (1989), observaram que a temperatura das águas do rio Honorai, no Japão, depois de passarem por uma área de proteção das florestas ciliares, se elevava, pela exposição direta aos raios do sol. No verão, o aumento diário máximo chegava à 4°C. Os autores também observaram que o efeito desta cobertura decrescia com a largura do rio. Assim, rios maiores estariam menos sujeitos à variação térmica, como evidenciou a FIGURA 9.

A retirada da floresta ciliar traz inúmeras implicações ecológicas. NAGASAKA; NAKAMURA (1999), estudaram as mudanças no sistema hidrológico e no ecossistema ripário quanto à alteração no uso da terra, durante um longo tempo numa bacia no Japão.

FIGURA 9 - VARIAÇÃO MÁXIMA MÉDIA DA TEMPERATURA DIÁRIA DA ÁGUA (EM °C) EM RELAÇÃO ÀS ORDENS DOS RIOS.



FONTE: VANNOTE E SWEENEY (1980)⁶, CITADOS POR ALLAN (1995).

Os autores supracitados verificaram que a temperatura da água no verão aumentou, em média, de 22°C em 1947, para 28°C, 42 anos depois, o que gerou uma série de implicações ecológicas como, por exemplo, o desaparecimento de certas espécies de peixes, como os salmonídeos. Os mesmo autores verificaram que com a restauração de ecossistemas ripários e o restabelecimento de planícies inundáveis, houve redução das enchentes.

A floresta ciliar também apresenta a função de um corredor, onde são possíveis transportes de plantas, animais, sementes e sedimentos como verificou FORMAN e GODRON, 1986 e FORMAN, 1995. Esta função de corredor, para as zonas tropicais, é da maior importância em ambientes de paisagens fragmentadas, pois produz uma maior conectividade, um elo de ligação entre os fragmentos, como observou METZGER (1995).

Pelo fato de apresentar um microclima diferenciado e a função de corredor, ela constitui local de nidificação, refúgio e alimentação (FORMAN; GODRON, 1986). Este aspecto se torna bastante relevante nas regiões onde existem secas periódicas, caso dos cerrados brasileiros (MUELLER, 2000).

Em termos geomorfológicos, o local onde ela se insere, constitui uma porção diferenciada da paisagem, apresentando geralmente diques, logo ao lado dos rios e terraços, logo após os diques. É uma zona de deposição de sedimentos, estabilização de terraços e formação de aluviões. Entretanto, a floresta ciliar também ocorre em locais montanhosos, onde predominam processos erosivos.

Nos terraços, denominados de *back swamps* na língua inglesa, é comum a existência de várzeas, com a sua vegetação típica de freatófitas, estabilizando o solo, propiciando a reprodução de outras espécies vegetais, num mecanismo de retroalimentação

(MALANSON, 1993). As freatófitas agem assim como espécies pioneiras, facilitando a introdução de outras espécies pela sucessão vegetal e propiciando a formação do ecossistema ripário.

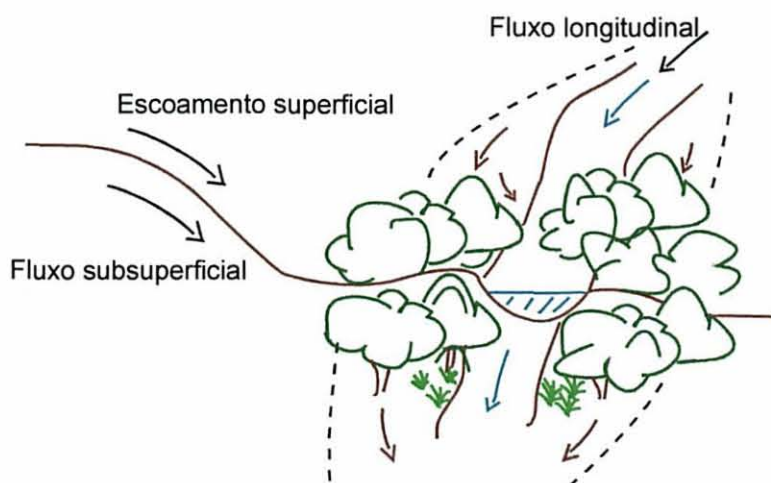
Em termos pedológicos, os solos das florestas ciliares apresentam grande variabilidade resultante do depósito diferenciado de cascalhos, areias, argilas e matéria orgânica, apresentando em comum o sistema freático próximo à superfície. São solos considerados azonais, isto é, de perfil não desenvolvido e comumente chamados de aluviões. Na Classificação Brasileira de solos eles pertencem, em geral, à classe dos **Neossolos Flúvicos** (EMBRAPA, 1999).

O fato do sistema freático se encontrar próximo à superfície propicia o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que o excesso de umidade dificulta sua completa decomposição, promovendo uma maior retenção de umidade. Este fato, associado ao efeito oásis já mencionado, resulta que esta zona diferenciada de floresta ocorra em todos os ecossistemas brasileiros, mesmo na caatinga e no cerrado (RIZZINI e COIMBRA FILHO, 1988).

A zona ripária também pode funcionar como uma zona de retenção e como um filtro, armazenando sedimentos e agroquímicos provenientes das encostas, que chegam até ela lateralmente, através de escoamento superficial e subsuperficial.

Há também a retenção do fluxo longitudinal, ou seja, proveniente do rio acima, processo que ocorre normalmente e se intensifica nas enchentes, as quais ultrapassam os terraços (*overbanks*). Este último processo pode ser mais importante que o anterior, dependendo das condições geomorfológicas locais. A **FIGURA 10** ilustra este aspecto.

FIGURA 10 - RETENÇÃO DO FLUXO LONGITUDINAL NA ZONA RIPÁRIA



FONTE: MODELO ESQUEMÁTICO BASEADO NAS INFORMAÇÕES DE MALANSOM (1993).

⁶ VANNOTE, R. L. e SWEENEY, B.W. Geographical analyses of thermal equilibria. *Am. Nat.* 115, 667-95.

Na verdade, a filtragem na zona ripária constitui um “seqüestro” de nutrientes, os quais podem ser liberados quando na decomposição das plantas e mesmo pela perda das folhas que caem e descem rio abaixo. Esta função da zona ripária como fornecedora de nutrientes foi estudada por diversos autores, a exemplo de PETERSON (1986)⁷, citado por MALANSON (1993).

Os mecanismos envolvidos nesta filtragem são físicos, biológicos, químicos, incluindo a retirada dos elementos pela vegetação e a perda por processos biológicos, como a denitrificação. O papel das zonas ripárias como filtro é bem estudado principalmente no que se refere a fósforo e nitrogênio, nutrientes aplicados ao solo em áreas agrícolas MALANSON (1993).

Além deste seqüestro há também a **remoção do nitrogênio** (MALANSON, 1993). Esta remoção ocorre devido ao processo de denitrificação, isto é, a transformação do nitrato (NO_3), em gás (N_2), o qual é volatilizado. Este processo é favorecido em locais de drenagem deficiente e má aeração, pela zona redutora que se forma (MUCHOVEJ e RECHEIGL, 1995).

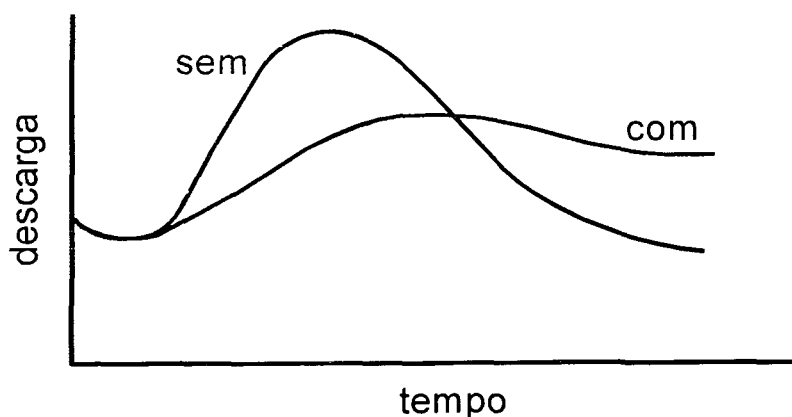
Entretanto, a eficiência da retenção de nutrientes e poluentes varia também em função da largura da floresta ciliar e do uso do solo da bacia. PHILLIPS (1989), avaliou a largura necessária para retenção de nitrogênio numa planície costeira dos EUA e concluiu que a largura de 60 metros foi adequada para as áreas de ocupação agrícola.

SPAROVEK et al. (2002), utilizando informações quantitativas sobre solos, mapas topográficos e uso da terra numa base georeferenciada, encontrou uma largura de 52 metros de floresta ciliar como sendo eficiente para reter 54% do total de sedimentos vindos das encostas. Na bacia deste estudo, em Piracicaba, São Paulo, os solos eram na maioria arenosos, com baixa declividade (18%), sendo a cultura dominante de cana de açúcar (70% da área), com pastagens (8% da área) e florestas ciliares (22% da área). Foram calculadas as taxas de erosão e deposição do solo, seguindo transectos do escoamento superficial. O clima foi estudado através de simulação de 100 anos. Neste caso, o recomendado pelos autores foi uma faixa de 30 metros de largura de floresta ciliar.

Os autores supracitados chamam a atenção sobre a largura mínima da floresta ripária a qual depende de, por exemplo, garantir a existência da floresta como ecossistema funcional, onde possa ocorrer o processo normal de reprodução das espécies vegetais. Esta largura mínima ainda deve levar em conta sua biodiversidade e condições de fragmentação, bem como sua função de corredor para dispersão da vida selvagem.

⁷ PETERSON, B.J.; HOBIE, J. E. CORLISS, T. S. Carbon's flow in a tundra stream ecosystems. *Aquatic. Sci.* 43, 1259-70.

FIGURA 11 - HIDROGRAFIA DE UMA ÁREA DE INUNDAÇÃO DE TERRAÇO COM E SEM VEGETAÇÃO À MONTANTE



FONTE: MALANSON (1993).

Em termos hidrológicos, a zona ripária também é armazenadora de água, sendo doadora em potencial nas estiagens. Ela também pode amenizar a altura que atingem as enchentes em locais de menores altitudes, pois a energia da onda de inundação, pode ser absorvida pelos terraços fluviais, diminuindo sua velocidade. Isto se reflete, rio abaixo, causando inundação não tão alta nem tão intensa, mas de maior duração (FIGURA 11).

3.4 USO DA TERRA E QUALIDADE DE ÁGUA

A ação dos homens sobre o meio aquático é provavelmente a responsável pelas maiores alterações na composição das águas, uma vez que os rios vêm sendo utilizados como depositários de rejeitos desde muito tempo. De acordo com PORTO et al. (1991), as alterações na qualidade da água constituem uma das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre a biosfera.

Os esgotos urbanos lançam efluentes orgânicos, a indústria lança uma série de compostos sintéticos e metais pesados e a agricultura uma série de agrotóxicos e o excesso de fertilizantes.

O uso da terra numa bacia hidrográfica é dependente dos recursos hídricos existentes, mas também é impactante destes recursos.

Um rio ao passar por diversas paisagens se modifica, ora deteriorando sua qualidade ora se restabelecendo pela autodepuração. Neste contexto, RODRIGUES (1997), utilizou o sistema de "zonas de autodepuração" proposto por WHIPPLE et. al. (1954)⁸, citado por BRANCO (1984), em seu trabalho de dissertação.

⁸ WHIPPLE, G. C., FAIR, G. e WHIPPLE, M. C. *The microscopic drinking water*, New York, N. Y. 1954

A autora trabalhou com o rio Sapucaí-Guaçu em Campos do Jordão, Estado de São Paulo, e avaliou a qualidade de água em diferentes partes do rio, ao longo do seu curso, sob diversos uso e ocupação das terras (urbano, florestal, industrial).

Deste modo, separou o rio em classes ou fases, principalmente de acordo com o teor de oxigênio dissolvido, sendo estas: de degradação, de decomposição ativa, de águas limpas e de recuperação. Assim, ficou evidente que a qualidade de água de um rio diminui quando recebe emissão de poluentes, mas pode se recuperar quando esta pressão é aliviada ou retirada.

3.4.1 O sistema agrossilvopastoril e a qualidade das águas.

MUELLER (2000), afirma que no Brasil, ao longo de 400 anos de história, os processos de ocupação e abertura de terras, principalmente para agricultura, têm sido marcados pela breve perspectiva temporal dos agentes responsáveis, sendo o custo da degradação, transferido para a sociedade como um todo.

Entretanto, o sucesso da conservação ambiental no meio rural deve levar em conta os sistemas de produção agrossilvopastoris existentes; em conformidade com o proposto por ZANONI et al. (2002). A autora afirma que não levar em conta toda essa realidade moduladora do ambiente rural, iria forçosamente gerar conflitos e inadequações entre leis e normas a serem implantadas e os fatores condicionantes do sistema rural em permanente mutação.

O sistema agrossilvopastoril pode ser bastante impactante quanto à qualidade das águas. O problema se refere à aplicação muitas vezes indiscriminada de agroquímicos (adubos e agrotóxicos).

O uso inadequado da terra também acelera processos erosivos, aumentando a turbidez das águas e assoreando corpos água. Outros aspectos se referem à criação animal intensiva, ao lixo e depósito das embalagens de agrotóxicos e mesmo devido aos efluentes provenientes das habitações.

No contexto mundial, existem culturas que tendem a levar maior emprego de agroquímicos, a exemplo das hortaliças, algodão, soja-semente, arroz e frutíferas (OMS, 1992). Há também **sistemas de cultivo** mais ofensivos em relação à poluição ambiental, a exemplo de monocultivos intensivos comparado a policulturas de subsistência.

Até mesmo a adição intensiva de determinados adubos orgânicos de origem animal, constitui uma fonte poluente. À título de exemplo, FRITZSONS (1999); FRITZSONS, RIZZI E BITTENCOURT (2000), atestaram uma alta quantidade de nitrogênio excedente em Colombo, numa área cárstica da Região Metropolitana de Curitiba, nas áreas de cultivo de

Até mesmo a adição intensiva de determinados adubos orgânicos de origem animal, constitui uma fonte poluente. À título de exemplo, FRITZSONS (1999); FRITZSONS, RIZZI E BITTENCOURT (2000), atestaram uma alta quantidade de nitrogênio excedente em Colombo, numa área cárstica da Região Metropolitana de Curitiba, nas áreas de cultivo de hortaliças adubadas com cama de aviário, constituindo uma poluição potencial à água subterrânea.

As criações também podem causar grandes impactos na qualidade das águas. Dentre elas, a de suínos é a mais problemática, devido aos seus dejetos apresentarem uma DBO (demanda bioquímica de oxigênio) em torno de 100 vezes superior à de dejetos humanos, e por se concentrar num determinado local, causando poluição pontual (CHRISTMANN, 1988). Quanto à criação confinada de bovinos, há maiores problemas quanto ao gado estabulado, como ocorre em muitos países da Europa e da América do Norte.

Outro fator de contaminação do meio rural resulta dos efluentes provenientes das habitações, que normalmente utilizam os sistemas de fossas sépticas. Esta contaminação adiciona ao ambiente: matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos, graxas e microorganismos, muitas vezes patogênicos. A problemática se acentua para águas subterrâneas em aquíferos cársticos, como verificaram FRITZSONS (1999) e FRITZSONS et al. (2002, a).

A preocupação com a poluição proveniente do sistema agrícola fez com que, nos EUA, se desenvolvessem propostas de práticas de manejo voltadas para uma agricultura menos poluente. Estas práticas aprovadas pelo Congresso Americano são conhecidas como *Best Management Practices* (MUCHOVEJ e RECHEIGL, 1995).

Dentre as práticas de manejo, a prioridade está naquelas que controlam a fonte de poluição não pontual (*NPS - Nonpoint source pollution*) proveniente do escoamento superficial ou *run-off*.

Controlando-se a erosão, dificulta-se que poluentes, tais como alguns inseticidas e nutrientes, como o fósforo, adsorvidos fortemente pelo complexo sortivo do solo, atinjam os canais de drenagem. Alterações na turbidez das águas induzidas pelos sedimentos em suspensão podem interromper a reprodução e alimentação de organismos aquáticos e mesmo inibir o crescimento de algas (ROGERS, 1994).

O autor supracitado afirmou, com base nos dados de 1984 da EPA (*Environmental Protection Agency*) dos EUA, que os principais poluentes que atingiram os rios foram provenientes de fontes não pontuais e que os sistemas agrícolas e florestais foram os maiores responsáveis, em termos percentuais, por esta emissão.

Estes dados envolveram os seguintes parâmetros: fósforo total, nitrogênio total, óleo, Coliformes fecais, prata, cobre, cádmio, cromo, zinco, arsênico, ferro e mercúrio. Destes, apenas mercúrio, arsênico, cádmio e cobre apresentaram valores percentuais mais elevados nas fontes pontuais, daí a importância do manejo do uso da terra, concluiu o autor.

SOUZA (1996), realizou um trabalho cujo objetivo principal foi o de investigar se as atividades agrícolas praticadas em 3 sub-bacias hidrográficas teriam provocado alterações nos parâmetros físico-químicos na qualidade de água nos deflúvios. Duas bacias apresentavam uso agrícola e a outra, uso florestal. O autor observou o seguinte:

Houve maior teor de sólidos totais em suspensão, turbidez, condutividade elétrica e fósforo total na água no estrato agrícola; houve maior quantidade relativa de cálcio nos períodos de chuva nas bacias agrícolas, devido à erosão e escoamento superficial que transportou sedimentos com calcário até os rios; a turbidez e teor de sólidos solúveis se mantiveram praticamente constantes nas áreas florestadas em período chuvoso e de estiagem, entretanto quanto a turbidez, foi maior na estiagem na bacia agrícola devido à utilização de áreas irrigadas.

ARCOVA E CICCIO (1998), em trabalho realizado em Cunha, SP, monitoraram a qualidade de água em 7 bacias com diferentes usos de solo que incluíam: floresta natural, pastagem, agricultura e floresta natural associada ao reflorestamento, em diferentes combinações. Como resultado parcial, concluíram que nas microbacias onde foram retiradas as florestas (matas) ciliares, houve elevação da temperatura da água e maior turbidez, principalmente em períodos de chuva.

A presença de floresta ciliar associada ao uso adequado da terra é a melhor maneira de se manter um baixo impacto na qualidade das águas, principalmente no que se refere a fósforo e nitrogênio. Isto foi verificado por PERRY et al (1999), numa bacia na Geórgia, EUA, associando diferentes cenários com reflorestamento e recomposição de floresta ciliar, por simulações em ambiente de SIG (Sistema de Informações Geográficas).

Naturalmente, mesmo nas bacias hidrográficas florestadas, há perdas líquidas de nutrientes em função do intemperismo dos minerais do solo e da rocha, ou mesmo de alguma perturbação na floresta que afete o equilíbrio dinâmico da ciclagem interna dos nutrientes no ecossistema (ARCOVA e CICCIO, 1998).

Estudos conduzidos numa floresta de New Hampshire, costa nordeste dos EUA, ilustraram como a concentração iônica em ambientes mais preservados é pouco alterada. Nestes estudos a maioria dos elementos variou numa estreita faixa (menos de 2 vezes) onde o fluxo variou muito mais que quatro ordens de magnitude, num ciclo anual (CHAPMAN e KIMSTACK, 1992).

Até mesmo a presença e disposição de certos elementos na paisagem pode modificar a qualidade de água de uma bacia hidrográfica.

SOLTNER (1985, a), defendendo a manutenção da prática de se adotar e manter os renques de árvores (*haïas*) na França, afirma que com os quebra-ventos há uma boa melhora na infiltração da água no solo, devido à facilidade de penetração da água nas zonas fissuradas formadas pelas raízes, diminuindo assim a velocidade de escoamento superficial e a erosão hídrica, o que permite uma regularização do regime de águas dos rios além da retenção da terra erodida, diminuindo a quantidade de materiais particulados e poluentes que chegam aos rios.

Em áreas onde a presença do vento é forte, esta prática reduz drasticamente a erosão eólica, promove uma melhoria na produção vegetal e conseqüente maior cobertura vegetal e proteção do solo. Assim, de acordo com o autor supracitado, uma paisagem que apresenta uma certa diversidade compreendendo pequenas porções de vegetação natural ou então até mesmo renques de árvores, como no caso de quebra ventos, é mais interessante em termos de proteção e conservação da água que outra onde estas fileiras de árvores estão completamente ausentes.

RYSZKOWSKI; BARTOSZEWICZ e KEDZIORA (1999), fizeram um estudo na Polônia com dados de mais de 20 anos em paisagens agrícolas, relacionando a influência de barreiras geoquímicas, representadas por cinturões verdes, sobre o ciclo da água e controle da poluição da água subterrânea.

Este estudo revelou que houve uma maior retenção da água do escoamento superficial nos cinturões verdes em relação aos campos cultivados. Os autores ainda concluíram que os cinturões verdes compostos de várias espécies foram mais efetivos na retenção de compostos químicos dissolvidos na água subterrânea, devido a sua retirada pelas diferentes espécies de plantas.

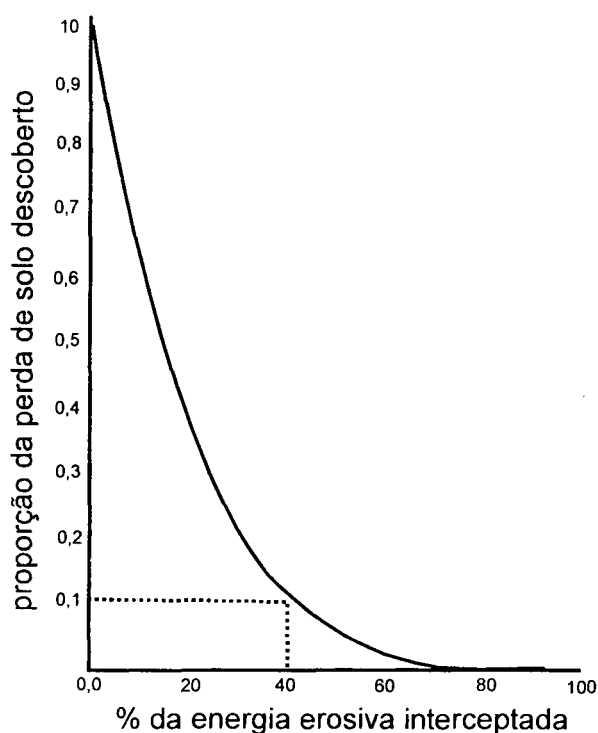
O uso e ocupação das terras em uma bacia hidrográfica podem modular a qualidade ambiental na bacia e refletir esta qualidade ao nível hídrico. SOLTNER (1985, b), relatou um trabalho da Agência de Normandia (França), relacionando ao uso e ocupação das terras à qualidade de água, através de um monitoramento em 5600 poços.

Neste trabalho, ficou claro que nas áreas de florestas a contaminação com nitrato era significativamente reduzida (até 10 vezes menor), comparada às áreas de monocultura intensiva. Demonstrou-se também uma gradação correspondente a um aumento no teor de nitrato com a diminuição das florestas, desde florestas associadas a herbáceas, florestas associadas à policultura e criação extensivas e até somente agricultura intensiva.

3.4.2 A importância da cobertura vegetal

Muito se conhece sobre a importância da vegetação para proteção do solo, melhorando a infiltração, diminuindo escoamento superficial e a erosão. A FIGURA 12 ilustra a relação entre a proporção de solos descobertos e a porcentagem de energia interceptada.

FIGURA 12 - RELAÇÃO ENTRE COBERTURA VEGETAL E ENERGIA EROSIVA INTERCEPTADA.



FONTE: SHAXSON (1988).

Quanto mais coberto estiver um determinado solo, mais protegido ele estará. De todas as formações vegetais, as florestas é que mais limitam o escoamento superficial, sendo a proteção representada pela copa (folhas e ramos), serrapilheira (restos vegetais caídos sobre o solo e em vias de decomposição) e pelas raízes no interior do solo (GALETI, 1979).

Exemplificando, SOLTNER (1981) apresenta os seguintes valores relativos para o índice “escoamento superficial / infiltração” em diferentes coberturas vegetais: floresta, 2%; pastagem, 5%; cultura de trigo, 25% e cultura de algodão, 50%.

A preocupação em manter a cobertura vegetal em áreas críticas foi contemplada pelo Código Florestal Brasileiro, o qual estabelece a largura mínima da faixa de floresta ciliar a ser preservada em função da largura do rio.

Assim, quanto mais largo o rio, maior a faixa a ser preservada. O Código também contempla outras áreas a serem preservadas, tais como: áreas com declividade igual ou superior à 45°, áreas em altas altitudes, nas rupturas de relevo das bordas dos tabuleiros ou chapadas, etc. (ver ANEXO 1).

Nas áreas com forte aclave, superior à 45°, a vegetação constitui um componente de contenção da erosão. Acima de 1800 m, onde se situam porções muito restritas do território nacional, o ecossistema em geral é muito frágil, os solos são rasos e também suscetíveis à erosão. Ao redor de rios, lagos, represas e olhos d'água, se preserva a água pela faixa de vegetação de proteção, dificultando a entrada de poluentes nos corpos d'água e evitando os desbarrancamentos nas margens dos rios.

As formas de vegetação natural ao longo dos rios e ao redor de corpos d'água, protegidas pelo Código Florestal, são consideradas "Áreas de Preservação Permanente" (APPs) e pertencem, portanto às Reservas Ecológicas (RE).

Em termos de mananciais hídricos voltados para abastecimento, a cobertura florestal também proporciona benefícios indiretos, uma vez que protegendo as águas superficiais, diminuem o consumo adicional de produtos químicos no tratamento da água para consumo.

Dentro deste contexto, RIZZI (1981) utilizou um índice "indicador benefício", que seria uma quantificação monetária do benefício histórico, referente a economicidade em termos de consumo adicional de produtos químicos para tratamento das águas, em sistemas mais protegidos pela vegetação.

3.4.3 O impacto da mineração

A poluição da água resultante da atividade de extração mineral é bem evidente. No Grande Norte Canadense, se traça perfeitamente o início das explorações minerais pelo aumento do mercúrio e do arsênico nos rios (MEYBECK, 1990).

Em trabalho realizado na região de Criciúma (SC), observou-se que o pH das águas em nascentes de afluentes do rio Tubarão passou de 7,0 a 3,0 sob influência das áreas de mineração de carvão, causando graves distúrbios ecológicos (GIACOMELLI, 2000).

Os efeitos da atividade da mineração sobre o meio ambiente podem resultar em: poluição do ar, da água, do solo, sonora, visual (paisagística) e distúrbios da fauna e flora. Como atividade efetiva ou potencialmente poluidora, deve-se obter licença ambiental para seu funcionamento, o que implicará na apresentação obrigatória do EIA / RIMA, juntamente com o Plano de Recuperação Ambiental, como estabelece o Decreto Federal nº 97.632 de 10/04/1989.

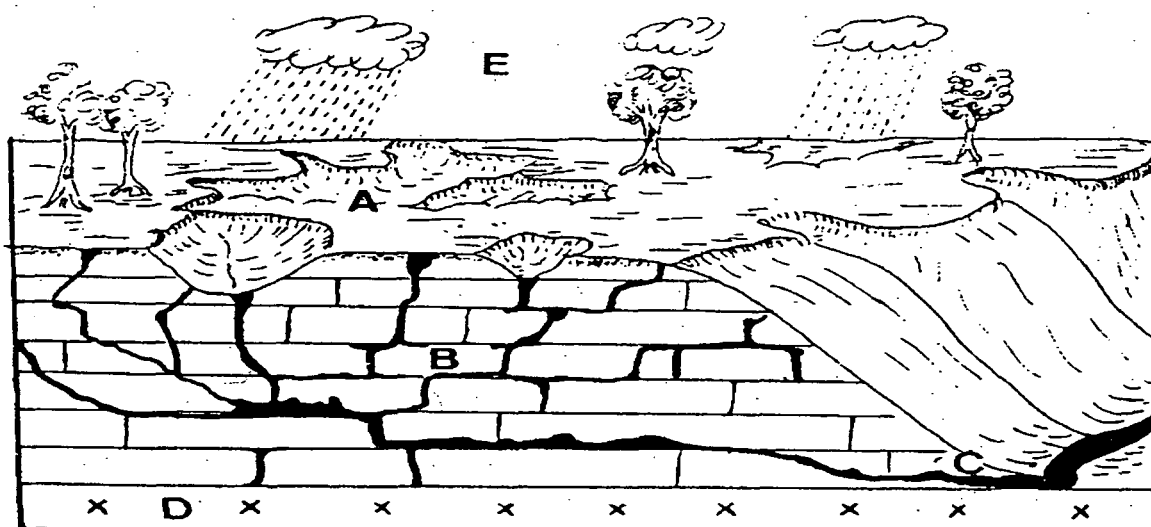
Na atividade de mineração pode-se distinguir as fontes fixas de poluição, como as chaminés, e as fontes poluidoras móveis, como por exemplo, as poeiras das estradas, da construção civil e das minas; como poluição do solo, a disposição de rejeitos sólidos ou líquidos; como poluição sonora, os problemas resultantes do uso de explosivos; a poluição visual ou paisagística sendo resultante do impacto causado pela remoção da cobertura vegetal, decapeamento do solo e abertura da cava.

Os métodos de proteção das águas são de natureza preventiva, tais como regulamentar os padrões de emissão e a instituição dos perímetros de proteção, a fim de evitar que efluentes poluidores contaminem os corpos de água.

3.5 O CARSTE E O INTEMPERISMO

As rochas carbonáticas são rochas metamórficas que em clima úmido solubilizam-se facilmente pela ação do intemperismo químico, formando as partes mais baixas do relevo. A dinâmica do relevo cárstico tem início quando as águas de infiltração agem sobre as fissuras e diáclases das rochas, dando lugar aos processos de dissolução superficial (BIGARELLA, 1994). À medida que as fendas vão se alargando, originam-se condutos ou sumidouros, nos quais fluem as águas de infiltração (FIGURA 13).

FIGURA 13 - ESQUEMA DE INFILTRAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NUMA REGIÃO CÁRSTICA.



NOTA: Principais condições para o desenvolvimento do modelado cárstico.

A – Rocha calcária permeável e solúvel na superfície; B – rocha espessa, maciça, fissurada e fraturada; C – surgência da água percolada através de fissuras ou de alguns canais ou condutos; D – rocha impermeável; E – dissolução de CO_2 atmosférico.

FONTE: BIGARELLA (1994).

Assim, pelas características de infiltração, o carste constitui também um aquífero, ou seja, uma litologia que armazena e conduz água, constituindo um manancial de água subterrânea.

A drenagem seguindo as fendas e cavernas, também torna o sistema cárstico bastante vulnerável à poluição, facilitando a entrada de poluentes emitidos na superfície, tais como agroquímicos, que apresentam alto grau de diluição e mobilidade, como o nitrogênio e os pesticidas (LETOURNEUR e MICHEL, 1971; AGIODA et al., 1994; WENDLAND;1994; FRITZSONS et al., 2001).

Outro problema desta litologia é a grande susceptibilidade às subsidências do terreno provocado pelos desmoronamentos internos podendo ser provocadas pela exploração do aquífero.

3.6 EROSÃO HÍDRICA

A formação e erosão do solo ocorrem de forma natural e continuamente, sendo que os processos de erosão e sedimentação modelam o relevo, formando colinas, vales e planícies. Entretanto, a retirada da vegetação para fins de cultivo, ou construção, acelera esta dinâmica, fazendo com que o solo se desloque de forma mais ou menos intensa, para fundos de vale, assoreando os rios, causando enchentes, inundações e tornando as vertentes inférteis, degradando ecossistemas aquáticos e terrestres.

Em termos práticos, a erosão do solo causada pelas águas das chuvas pode ser descrita como sendo uma função do produto de vários fatores que a influenciam, mas especialmente da erosividade das chuvas (R) e da erodibilidade dos solos (K).

De acordo com CARVALHO (1994), uma maneira de se verificar a importância relativa de cada um dos fatores que a influenciam é através da equação universal de perdas de solo - USLE (*Universal Soil Loss Equation*), a qual foi definida inicialmente por Wischmeier e Smith, em 1978, e depois adaptada por outros pesquisadores. É a fórmula mais empregada para o cálculo de erosão, em termos médios atuais. A USLE apresenta a seguinte fórmula:

$$A = E.K.L.S.C.P.....(1)$$

Onde:

A = perda de solo em t/ha/ano

E = fator erosividade das chuvas, que expressa a erosão potencial, ou poder erosivo da precipitação média anual da região (t/ha.mm/hora)

K = fator erodibilidade do solo, que representa a capacidade do solo em sofrer erosão por uma determinada chuva, em [t/ha/ (t.m/ha.mm/hora)]

L e S = fatores topográficos, como o comprimento do declive e a declividade do terreno.

C = índice cultura, ou seja, a proteção oferecida pela cultura e as práticas de manejo associadas àquela cultura.

P = fator que expressa a prática conservacionista do solo

Quanto aos fatores topográficos (L e S), se referem ao comprimento e grau de declive de uma vertente. Assim, quanto maior o declive, maior a velocidade do escoamento superficial e maior o volume deste escoamento o que aumenta as possibilidades de erosão. Quanto mais longa a vertente maior também a perda de solos.

3.6.1 Erosividade das chuvas (E)

Este parâmetro constitui o índice de erosão pluvial, expressando a capacidade da chuva em causar erosão numa área sem proteção. É definido pelo produto da energia cinética de uma chuva por um período de 30 minutos. Para sua determinação é necessária a obtenção no pluviograma, gráfico de registro do pluviógrafo, da intensidade da chuva e o valor da energia cinética das chuvas (CARVALHO, 1994).

Devido à dificuldade de se obter pluviogramas, existem relações que permitem o uso dos valores de precipitação mensal e anual, tal como a de LOMBARDI e MOLDENHAUER, feitas para a região de Campinas, Estado de São Paulo, e amplamente utilizadas no Brasil, para o cálculo da erosividade.

$$E = 6,886 (R^2/P)^{0.85} \dots\dots\dots(2)$$

Onde;

E= média mensal do índice de erosão (t/ha.mm/h)

R²= precipitação média mensal (mm)

P= precipitação média anual (mm)

Depois de obtida a média mensal de erosão, os valores numéricos podem ser qualificados de acordo com as TABELAS 3 e 4. A TABELA 3 é uma adaptação feita por BELTRAME (1994), para o Estado de Santa Catarina.

TABELA 3 - CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE EROSIVIDADE

ÍNDICE (t/ha.mm/h)	QUALIFICAÇÃO
< 250 -	erosividade fraca
250 a 500 -	erosividade moderada
500 a 750 -	erosividade moderada a forte
750 a 1000 -	erosividade forte
> 1000 -	erosividade muito forte

FONTE: CARVALHO (1994).

TABELA 4 - CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES DE EROSIVIDADE, PARA O ESTADO DE S^{TA} CATARINA.

ÍNDICE (t/ha.mm/h)	QUALIFICAÇÃO
< 599,04	erosividade débil
599,04 a 675,48	erosividade média
675,49 a 751,91	erosividade forte
751,92 a 828,33	erosividade muito forte
> 828,33	erosividade excessiva

FONTE: BELTRAME (1994).

3.7 A CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA

A análise das bacias hidrográficas começou a apresentar um caráter mais objetivo a partir de 1945, quando Horton procurou estabelecer as leis do desenvolvimento dos rios e de suas bacias, numa abordagem quantitativa.

A importância da determinação quantitativa das características físicas, ou morfométricas das bacias hidrográficas se estabelece no contexto do comportamento hidrológico devido à estreita correspondência entre eles (VILLELA e MATOS, 1975).

Quanto à ordenação dos cursos d'água, Horton em 1945, propôs os critérios iniciais e Strahler, em 1952, propôs uma classificação semelhante, entretanto mais comumente utilizada. Para Strahler, os menores canais, sem tributários, seriam de primeira ordem, estendendo-se da nascente até a confluência; os canais de segunda ordem surgiriam da junção de dois canais de primeira ordem, podendo receber tributários de segunda ou de primeira ordem, o de terceira ordem surgiria da junção de dois canais de segunda e assim por diante.

Tanto o sistema de Horton como de Strahler, pressupõem que a ordem dos canais aumenta de 1 se um canal de drenagem entra em confluência com outro de mesma ordem. Entretanto, para Horton, o rio principal deve ter o mesmo número de ordens em toda a sua extensão (CHRISTOFOLETTI, 1974).

Este conceito de ordem ou hierarquia da drenagem é aplicável tanto à rede de canais como à bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1974).

Existem muitas fórmulas a serem aplicadas às bacias hidrográficas para sua caracterização e algumas delas utilizadas neste trabalho serão descritas a seguir.

O estudo da **forma da bacia** é uma análise importante para se estimar o tempo de concentração, ou seja, o tempo necessário para que a água, precipitada no interior dos limites da bacia, atinja o exutório, ou a saída, da mesma. A forma da bacia em termos quantitativos é dada pelo coeficiente de compacidade e pelo fator de forma.

O coeficiente da compacidade (K_c), é obtido pela seguinte fórmula:

$$K_c = 0,28 \cdot P/\sqrt{A} \dots \dots \dots (3)$$

sendo P , o perímetro da bacia (em km) e A , a área da bacia (em km^2).

De acordo com VILLELA e MATOS (1975), quanto mais irregular for a bacia, maior o coeficiente de compacidade e menos sujeita a enchentes. Assim, quanto mais próximo da forma de um círculo, próximo de 1, mais propícia a enchentes ela se torna.

O fator de forma (K_f), pode ser obtido pela fórmula:

$$K_f = A / L^2 \dots \dots \dots (4)$$

sendo A , a área da bacia (em km^2) e L , o comprimento axial da bacia (em km) ao quadrado.

Obtém-se o L seguindo curso de água mais longo, desde a desembocadura até a cabeceira mais distante da bacia. Este índice deve ser comparado com duas bacias de áreas semelhantes, sendo um indicativo também da possibilidade de enchentes e deve ser interpretado da seguinte forma: uma bacia de fator de forma menor é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém, com fator de forma maior.

Tanto o fator de forma quanto o coeficiente de compacidade são adimensionais.

A amplitude altimétrica (A_a), constitui a diferença da altitude, em metros, do ponto mais alto, situado em qualquer lugar do divisor de águas, e a foz da bacia.

A densidade de drenagem (D_d), correlaciona o comprimento de todos os canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica, sendo um indicativo muito importante do escoamento superficial da água, o que reflete uma maior ou menor intensidade dos processos erosivos na morfogênese dos canais, sendo também um indicativo da natureza, da litologia e dos solos.

Nas rochas de granulação mais fina, a infiltração é dificultada, há melhores condições para o escoamento superficial, gerando possibilidades para a esculturação dos canais o que conseqüentemente aumenta a densidade de drenagem.

A fórmula utilizada é a seguinte:

$$D_d = L/A \dots \dots \dots (5)$$

onde L , é o comprimento dos canais de drenagem da bacia (em km), e A , a área total da bacia (em km^2). A densidade de drenagem é dada em km/km^2 .

Pela densidade de drenagem, há uma indicação do potencial da bacia, em permitir maior ou menor escoamento superficial de água, o que conseqüentemente conduzirá a uma maior ou menor intensidade dos processos erosivos na esculturação dos canais (CHRISTOFOLETTI, 1980). A TABELA 5 qualifica a densidade de drenagem de acordo com classes de intervalos de drenagem:

TABELA 5 - CLASSIFICAÇÃO DOS INDICES DE DENSIDADE DE DRENAGEM

Valores da densidade de drenagem (km / km ²)	Qualidade da densidade de drenagem
< 0,50	Baixa
0,5 a 2,00	mediana
2,01 a 3,50	Alta
> 3,50	Muito Alta

FONTE: BELTRAME (1994).

A extensão média do percurso superficial representa a distância média percorrida pelas enxurradas entre o interflúvio e o canal permanente. A fórmula a seguir relaciona a drenagem com este índice (CHRISTOFOLETTI, 1980).

$$EPS = \frac{1}{2} Dd \dots\dots\dots (6)$$

Onde, Dd é a densidade de drenagem (em km / km²).

VILLELA e MATOS (1975), propõem uma outra fórmula para quantificar a extensão média do escoamento superficial (I), constituindo uma indicação da distância média do escoamento superficial, sendo obtido pela fórmula:

$$I = A/4L \dots\dots\dots (7)$$

Onde A é a área da bacia e L o comprimento do curso d'água principal.

Este indicativo deve ser analisado da seguinte forma: quanto maior a distância média de escoamento superficial, maior a chance de infiltração.

O comprimento do rio principal constitui a distância que se estende ao longo do curso d'água desde a desembocadura (foz) até a nascente mais extrema. Existe uma fórmula desenvolvida por vários pesquisadores que apresenta uma relação entre a área da bacia e o comprimento do rio principal (CHRISTOFOLETTI, 1974). A fórmula é a seguinte, sendo A, a área da bacia:

$$L=1,5. A^{0,6} \dots\dots\dots (8)$$

Deve ser observado que este comprimento do rio principal é o adotado por Horton, sendo que o canal de ordem mais elevada corresponde ao rio principal.

O perfil longitudinal de um rio, mostra a sua declividade, ou gradiente, sendo a representação visual da relação entre a altimetria e o comprimento de determinado curso d'água. De acordo com CHRISTOFOLETTI (1974), o perfil característico, isto é em equilíbrio, é côncavo para o céu, com declividades maiores em direção às nascentes e com valores cada vez mais suaves em direção ao nível de base.

A sinuosidade do curso d'água (*sin*), pode ser obtida pela seguinte fórmula:

$$\text{Sin: } L/L_t \dots\dots\dots (9)$$

sendo L é o comprimento do rio principal (L) e Lt o comprimento do talvegue.

Esta relação reflete a velocidade de escoamento de um rio (VILLELA e MATOS, 1975) e de acordo com CHRISTOFOLETTI (1980), este índice distingue entre os canais que são meandros e os que não são, e de acordo com este autor, alguns pesquisadores consideram que o valor da relação acima de 1,5 é limite para se considerar os canais como meandros.

3.8 A DRENAGEM COMO UM INSTRUMENTO DE COMPREENSÃO DA PAISAGEM

Quanto ao estudo da drenagem, os seus padrões são elementos importantes de reconhecimento para identificação de fenômenos geológicos e ambientais. De acordo com ANDERSON (1982), os fatores que devem ser levados em consideração para a compreensão da paisagem são: a densidade de drenagem, que é uma medida de corrosão da rocha e da erosão do solo; a quantidade de influências geológicas no padrão de drenagem e a integridade e homogeneidade do padrão.

A densidade de drenagem pode ser um parâmetro útil em termos de refletir as condições da topografia, litologia, pedologia, controle da vegetação e a artificialização do meio, sendo desta maneira um importante índice para avaliação de condições ambientais.

CHRISTOFOLETTI (1974), cita que HORTON, em 1945, idealizou uma interpretação quantitativa dos padrões de drenagem, baseado no desenvolvimento do sistema hidrográfico e suas bacias de drenagem, sendo que os processos de erosão hídrica para um dado ambiente, dependem, em primeiro lugar da razão infiltração / deflúvio.

A resistência do solo à erosão é o que mais influiria no desenvolvimento da rede de drenagem e suas bacias hidrográficas. Assim, devido a densidade de drenagem e a frequência dos rios sofrerem influência do tamanho da área de drenagem, bacias de tamanhos diferentes não poderiam ser comparadas.

Entretanto, CHRISTOFOLETTI (1974), cita que STRAHLER, em 1952, afirmou que, bacias de mesma ordem de ramificações podem ser comparáveis com certa segurança, desde que apresentem semelhança geométrica aproximada.

Quanto à drenagem associada às anomalias tectônicas, CHRISTOFOLETTI (1974), coloca que a presença de confluências em ângulo reto, no padrão dendrítico é uma delas. A drenagem retangular recebe grande influência das falhas geológicas e a drenagem paralela ocorre não somente onde existem vertentes íngremes, mas também onde existam controles estruturais que motivam a ocorrência de espaçamento regular, quase paralelo das correntes fluviais.

A drenagem anelar e anular, segundo ANDERSON (1982), são típicas de áreas dômicas.

3.9 A POLUIÇÃO E CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS

O termo poluição e contaminação das águas são utilizados como sinônimos, mesmo por renomados cientistas tais como MARGALEF (1983) e ODUM (1986). Entretanto muitos autores, a exemplo de BRANCO (1984 e 1993) fazem uma distinção entre os dois termos.

Para este autor, a palavra **contaminação** está associada à transmissão pela água de elementos, compostos e microorganismos que podem prejudicar a saúde do homem ou de animais que dela fazem uso; enquanto que **poluição** apresenta um significado mais ecológico, da entrada de substâncias, naturais ou não, que transformam o meio de tal maneira que se torna inapropriado para o desenvolvimento normal das populações aquáticas.

Entretanto na prática, com frequência a contaminação ocorre juntamente com a poluição, o que torna a contaminação um aspecto da poluição.

FEEMA (1990), conceitua poluição da seguinte forma:

“É a adição ou lançamento de qualquer substância (luz, calor, som) ao meio ambiente em quantidades que resultem em concentrações maiores que as normalmente encontradas, sendo que os tipos de poluição são geralmente classificados em relação ao componente ambiental afetado (poluição do ar, da água, do solo), pela natureza do poluente lançado (química, sonora térmica, radioativa, etc) ou pelo tipo de atividade poluidora (industrial, agrícola, etc)”.

Entretanto MEYBECK (1990), considera não ser apropriado se referir à poluição aquática como a entrada substâncias naturais, mesmo em maiores concentrações, mas sim as exógenas, tais como agroquímicos, isótopos radioativos, etc.

3.10 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

A Resolução do CONAMA nº 20/86 (1992), de número 20, de 18 de junho de 1986 enquadra os corpos de água em classes, de acordo com a qualidade que se deseja mantê-los, o que está geralmente em função da qualidade atual que possuem.

Esta resolução utiliza, para este enquadramento, certos limites conferidos a determinados parâmetros tais como: cor, odor, presença de corantes, oxigênio dissolvido, níveis de Coliformes fecais, etc. Estas classes vão da “especial” e de 1 a 8, abrangendo as águas doces, salinas e salobras, sendo que a classe “especial” e de 1 a 3, se referem às águas destinadas ao abastecimento.

O ANEXO 2 apresenta os limites de cada classe, sintetizando os artigos de 3 a 9 da referida resolução.

A Lei Estadual nº 8.935 de 7 de março de 1989, também conhecida por “Lei dos Mananciais”, afirma que as águas provenientes de bacias destinadas ao abastecimento público deverão satisfazer o requisito mínimo para seu enquadramento na classe 2.

Existem também índices que expressam a qualidade de água, sintetizando o resultado de diversos parâmetros compostos, tais como o IQA (Índice de Qualidade de Águas). Este índice foi criado originalmente nos EUA, em 1970, pela Fundação Nacional de Saúde, e posteriormente vários outros foram desenvolvidos em distintos países e são comumente utilizados para o monitoramento da qualidade hídrica.

A utilidade prática deste índice é o de expressar a variação na qualidade de água num sistema de monitoramento. Deve ser observado que cada local pode criar o seu próprio índice. À título de exemplo, o IQA utilizado pela SUDERHSA no Paraná é diferente do IQA utilizado pela CETESB em São Paulo, o que impossibilita comparações entre IQAs de diferentes locais.

Assim, como adverte RIZZI (2001): *“estes índices de qualidade de água representam muito mais um indicativo de contaminação, devendo ser considerado um instrumento de análise de certo modo limitado”*.

Outro aspecto que deve ser considerado ao se deparar com este índice é que, de acordo com CONEZA⁹ citado por RIZZI (2001), a qualidade da água não deve ser vista em termos absolutos, uma vez que sempre se caracteriza em função de determinado uso tal qual abastecimento, meio de transporte e meio aquático, onde vivem comunidades de animais e mesmo um meio receptor de determinados efluentes.

Entretanto MARGALEF (1986), sustenta que o fato da água ser inadequada para certos usos pode fundamentar um conceito jurídico ou legal, mas nunca científico.

Os parâmetros utilizados para compor o IQA pela SUDERHSA são: OD (oxigênio dissolvido), DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio), Coliformes fecais, pH, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez, sólidos totais e condutividade (SUDERHSA, 1997).

Os parâmetros que compõem estes índices podem também constituir um instrumento muito útil de análise das alterações gerais do ambiente. Assim, o pH, por exemplo, pode estar não só relacionado à emissão de poluentes, mas também ao substrato geológico onde a água foi originada.

A temperatura de um corpo d'água depende do clima e temperatura dominantes na bacia, mas também da proteção da zona ripária e do tamanho do rio, ou ainda da influência da água subterrânea. A turbidez está relacionada à proteção da zona ripária, mas também ao uso e ocupação das terras na bacia e à fase em que se encontra o rio (juventude ou maturidade).

Portanto, todos os parâmetros do IQA podem revelar informações gerais sobre o ambiente onde o corpo d'água foi originado ou por onde ele transitou. A seguir, será apresentada uma revisão sobre os parâmetros utilizados neste trabalho (pH, temperatura, alcalinidade, cor, turbidez, Coliformes, matéria orgânica e condutividade), bem como suas possíveis relações com o ambiente.

3.10.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH, ou potencial hidrogeniônico de uma solução, é o logaritmo do inverso da concentração do íon hidrogênio, podendo ser expresso da seguinte forma:

$$\text{pH} = \log 1 / [\text{H}^+] \quad (10)$$

⁹ CONEZA-VITORIA, V.F. *Guia metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa. 1997, 3ªed. 412p.

A concentração dos íons hidrogênio está relacionada aos íons hidroxila (OH^-). Assim, em qualquer solução em que a água é o solvente, o produto de concentração destes dois íons é de aproximadamente 10^{-14} a 25°C , como mostra a constante de dissociação da água:

$$[\text{H}^+] \times [\text{OH}^-] = 10^{-14} \quad (11)$$

Se, por exemplo, a 25°C , a concentração do íon hidrogênio é de 10^{-6} , a do íon hidroxila deverá ser 10^{-8} .

Assim, a uma dada temperatura, o pH (ou atividade do íon hidrogênio) indica a intensidade do caráter ácido / básico de uma solução e este é controlado pelos compostos químicos dissolvidos e processos bioquímicos.

O pH (potencial hidrogeniônico) é um dos parâmetros de qualidade de água mais importantes para os estudos de produtividade biológica, uma vez que condiciona os demais processos físico-químicos, os quais podem ser limitantes dos processos fisiológicos ali estabelecidos.

Entretanto, de acordo com ESTEVES (1988), o pH constitui um dos parâmetros ambientais mais difíceis de ser interpretado por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e fatores bióticos.

O pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico entre organismos e o meio. Por outro lado, as comunidades aquáticas podem interferir nos valores de pH como, por exemplo, através da absorção de CO_2 pelos organismos fotossintetizadores, provocando a elevação do pH durante o dia e uma redução durante a noite (ESTEVES, 1988).

Em águas não poluídas, o pH é principalmente controlado pelo balanço entre o dióxido de carbono, carbonato e íons bicarbonato, tanto quanto outros compostos como os ácidos fúlvicos e húmicos.

De acordo com CHAPMAN e KIMSTACK (1992), o pH da maioria das águas está situado entre 6 a 8,5, sendo que os valores mais baixos ocorrem em águas com alto conteúdo orgânico e valores mais altos em águas eutróficas, águas subterrâneas salgadas e lagos salgados, com suas comunidades vegetais e animais características. De acordo com SUETÔNIO MOTA (1995), a maioria dos peixes não suporta pH inferior a 5 ou superior a 9, sendo apropriada a faixa de 6 a 8,5.

Os ácidos orgânicos dissolvidos que diminuem o pH podem ser de origem alóctone ou autóctone. Não raramente, nestes ecossistemas de águas ácidas, são encontradas elevadas concentrações de ácidos sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido

carbônico, que são formados, principalmente, pela atividade metabólica dos microorganismos aquáticos.

A dissociação destes ácidos na água provoca uma redução do pH do meio, devido ao aumento dos íons H^+ livres, dissociados respectivamente dos íons sulfato, nitrato, oxalato, acetato e bicarbonato (ESTEVES, 1998).

Os elevados valores de pH são encontrados geralmente em regiões em que o balanço hídrico é negativo, ou seja, a evaporação e evapotranspiração são maiores que a precipitação; em regiões onde os corpos de água continentais são influenciados pelo mar (recebem contribuições significativas de carbonatos e bicarbonatos) e em regiões cársticas, ricas em rochas carbonáticas.

Mudanças no pH das águas pode ser indicativo da presença de certos efluentes, particularmente se medido de forma contínua, sendo necessário se analisar juntamente a condutividade da água (BRANCO 1977).

Teor limite aceitável das águas brutas

O pH é uma variável importante na avaliação da qualidade hídrica, não somente pelos processos químicos que ocorrem dentro do corpo de água, mas também aos relacionados ao tratamento de água. O Ministério da Saúde, na Portaria 1469, de 29 de dezembro de 2000 (BRASIL, 2001), recomenda que no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5. Na Portaria 36 / MS, de 19 de janeiro de 1990, a exigência era de 6,5 a 8,5, sendo, portanto mais restritiva (BRASIL, 2001).

JICA (1995, b), cita um trabalho preparado pela SUREHMA, baseado no monitoramento de qualidade de água conduzido entre 1982 a 1993, para 11 rios do Estado do Paraná, onde os valores médios do pH nas águas superficiais estiveram entre 6 e 9. Os maiores valores foram observados nas bacias do Iguaçu (10) e do Tibagi (9,9), e o menor de 4,9, na bacia do Rio Piquiri.

Porém, BITTENCOURT e HINDI (2000), afirmam que valores superiores a 8,3 interferem nos processos de desinfecção de água potável, enquanto que valores inferiores a 6,5 são propícios aos processos de corrosão. Para os autores, valores abaixo de 6,3 e acima de 8,3 não são comuns e devem ter sua causa investigada.

Quanto à classificação, de acordo com o CONAMA nº 20/86 (1992), para as classes de 1 a 4, o pH deverá estar entre 6 e 9, para as classes 5, 6 e 7, de 5,5 e 8,5 e para a classe 8, de 5 e 9 (ANEXO 2).

3.10.2 Temperatura

A temperatura é um fator limitante à existência de muitas espécies e um dos fatores ambientais mais fáceis de serem medidos.

Considerando-se a variação de milhares de graus existentes no Universo, sabe-se que a vida, conforme a conhecemos, pode existir apenas numa pequena faixa de aproximadamente -200°C a $+100^{\circ}\text{C}$, sendo que a maioria das espécies está restrita a uma faixa ainda mais estreita (ODUM, 1983).

Os ecossistemas aquáticos são adaptados às pequenas variações de temperatura da água devido ao alto valor de calor específico da mesma. O calor específico pode ser definido como a quantidade de calor necessária, medida em calorias, para que 1 grama de água aumente em 1°C sua temperatura, sendo o calor específico da água pura de $1\text{ cal / g}^{\circ}\text{C}$ a $14,5^{\circ}\text{C}$.

A temperatura afeta os processos químicos, físicos e biológicos, sendo que o aumento da temperatura acelera a velocidade das reações químicas, a evaporação e volatilização de substâncias na água tais como O_2 , CO_2 , N_2 , CH_4 , etc.

Águas de temperaturas mais baixas apresentam maior quantidade de oxigênio dissolvido, o que dependendo da disponibilidade de nutrientes, proporciona um maior desenvolvimento de fito e zooplânctons, elementos básicos da cadeia trófica. Assim, a temperatura é também responsável pela maior riqueza piscícola das águas doces dos países temperados ou ao nível de oceano, daqueles que recebem correntes frias.

Ao contrário, quando a temperatura da água se eleva, há uma diminuição do teor de oxigênio dissolvido e uma alta demanda provocada pelo aumento de consumo de oxigênio, da velocidade da decomposição da matéria orgânica, e das reações químicas, o que diminui a quantidade de oxigênio disponível, gerando um mecanismo de retroalimentação negativo.

A elevação da temperatura também pode provocar um aumento na ação tóxica de muitos elementos e compostos químicos, sendo a razão pela qual há maior mortandade de peixes, durante o verão, em águas poluídas. Além disso, um aumento de temperatura também afeta a viscosidade da água, provocando a submersão de muitos microorganismos (SUETÔNIO MOTA, 1995).

O lançamento de efluentes industriais aquecidos, tais como água de refrigeração, provoca poluição térmica nos rios, podendo afetar diretamente a flora e a fauna aquáticas, e devido à diminuição da concentração de OD (oxigênio dissolvido), agravar o problema de poluição (BRANCO e Rocha, 1977).

Para as águas correntes, a variação da temperatura se deve as estações do ano, horas do dia, altitude, extensão da vegetação ripária e da importância relativa da entrada de

água subterrânea. UNESCO (1974), ainda considera a circulação do ar, cobertura de nuvens, fluxo e profundidade do corpo de água.

A temperatura anual média em rios de locais temperados situa-se entre zero e 25°C, mas em desertos pode chegar à 40°C, a qual está próxima da tolerância termal das espécies estenotérmicas (ALLAN, 1999). No Estado do Paraná, a temperatura de 11 rios observados durante o período de 1982 a 1993, esteve entre 15 e 25 °C (JICA, 1995, b).

Quanto à água subterrânea, ela está usualmente em torno de 1°C acima da média anual da temperatura do ar, e em corpos d'água, onde a entrada de água subterrânea é importante, como em fontes e em alguns rios de cabeceira, a variação da diferença sazonal pode ser insignificante. Isto é verdadeiro para águas subterrâneas mais superficiais, pois as mais profundas seguem o gradiente termal do interior da terra (ALLAN, 1999).

Teor limite aceitável das águas brutas

Não há limites numéricos, de acordo com as normas do CONAMA nº 20/86, ou pelas Portarias do Ministério da Saúde, quanto à temperatura para as águas brutas. Entretanto SUDERHSA (1997), observa que deve ser evitada qualquer modificação na temperatura que prejudique a operação da estação de tratamento, como, por exemplo, que acelere as reações químicas, altere o regime hidráulico dos decantadores, as necessidades de filtração, etc.

3.10.3 Alcalinidade

Alcalinidade é uma representação da capacidade da solução em neutralizar compostos de caráter ácido, sendo expressa em miligramas por litro ou equivalente de carbonato de cálcio (FEEMA, 1990). Na prática, ela é medida determinando a quantidade de uma solução padrão de ácido sulfúrico necessária para reduzir o pH de uma amostra para 4,5 (ponto de virada do laranja de metila – Alcalinidade TAC), ou para 8,3 (ponto de virada da fenolftaleína), sendo a alcalinidade expressa em termos de equivalente em CaCO_3 .

Para a alcalinidade concorre a presença dos íons bicarbonato, carbonato e hidróxido, e com menor significância boratos, silicatos, fosfatos e substâncias orgânicas, sendo estes 4 últimos os representantes de alcalinidade não carbônica.

As espécies representadas pela alcalinidade são dependentes do pH, composição mineral, temperatura e força iônica, sendo que a alcalinidade carbônica geralmente predomina nas faixas mais comuns do pH (4 a 8,5), e em pHs mais elevados a alcalinidade relacionada a hidróxidos passa a ter algum significado (BITTENCOURT e HINDI, 2000).

Em águas superficiais, a alcalinidade raramente excede 500 mg/L de CaCO_3 , (BITTENCOURT e HINDI, 2000). Águas de baixa alcalinidade ($< 24 \text{ mg / L}$ como CaCO_3) apresentam baixa capacidade de tamponamento, e assim são susceptíveis à mudança de pH (CHAPMAM e KIMSTACK, 1992).

Teor limite aceitável das águas brutas

Alcalinidade muita elevada não é desejável por estar relacionada à dureza excessiva ou alta concentração de sódio. Valores entre 30 e 500 mg/L são bastante aceitáveis (BITTENCOURT e HINDI, 2000). Entretanto, nenhum limite referente a um valor de alcalinidade consta nos padrões de qualidade da água, provavelmente devido ao fato da alcalinidade estar sempre associada a outros constituintes.

3.10.4 Cor

A alteração da cor na água pode ocorrer por contaminação mineral ou vegetal, pode ser causada por substâncias metálicas como o ferro e o manganês, matérias húmicas, taninos, algas, plantas aquáticas, protozoários, também por resíduos orgânicos e inorgânicos de indústrias, tais como de mineração, refinarias, explosivos, polpa e papel, químicas, entre outras. A presença na água de pigmentos exerce uma ação seletiva sobre os diversos comprimentos de onda que compreendem a luz solar, refletindo alguns e absorvendo outros (BRANCO, 1977).

As substâncias dissolvidas provocam o que se chama de cor verdadeira, o que em conjunto com os colóides, produz o que se denomina cor aparente. A diferenciação entre a cor verdadeira e a cor aparente, a qual é adicionada pela turbidez, é dada pelo tamanho das partículas. Assim, em amostras com baixa turbidez, a cor real, ou verdadeira, é praticamente idêntica à cor aparente (BITTENCOURT e HINDI, 2000).

A cor verdadeira é medida em unidades de cor dadas pela escala de platina-cobalto, ou escala de Hazen. A escala de cores varia desde um amarelo pálido até um marrom escuro, e é feita uma comparação visual da amostra. Atualmente se utilizam discos coloridos nesta mesma escala.

Em termos ambientais para BRANCO (1987), a principal consequência da alteração da cor e turbidez num corpo d'água é a redução da penetração da luz solar e consequente diminuição da taxa fotossintética das algas, prejudicando a oxigenação do meio, principalmente em águas paradas ou em rios de baixa turbulência.

Teor limite aceitável das águas brutas

De acordo com, o CONAMA nº 20/86, a cor para as águas das classes 2 e 3 pode variar até 75 uH (Unidades Hazen), para as demais não há restrições (ANEXO 2).

Para águas naturais, a cor varia entre 0 e 200 unidades, acima disto seriam águas de brejo ou pântano, com alto teor de matéria orgânica (PORTO et al. 1991).

O valor detectável pelo olho humano na escala Pt-Co é de 5 (CUSTÓDIO, 1983). Entretanto, PORTO et al (1991), citam que valores inferiores a 10 Pt-Co são imperceptíveis ao olho humano, enquanto que águas com 1000 unidades se assemelham a um chá preto.

O limite que é aceito para a cor aparente entrando no sistema de distribuição, o VMP (valor máximo permitido), é de 5uH (unidades Hazen), enquanto que o VMP 15 uH é aceito em pontos da rede de distribuição. Isto não foi alterado pelas duas Portarias do Ministério da Saúde, a de 1999 e a de 2000 (BRASIL, 2001).

3.10.5 Turbidez

A turbidez da água ocorre devido à dispersão dos raios luminosos causada pela presença dos diversos tipos de sólidos, sendo os principais responsáveis pela turbidez os sólidos em suspensão, e em menor proporção, os sólidos dissolvidos os quais provocam a difusão e absorção da luz.

A classificação por classes de tamanho de sólidos presentes na água é, sobretudo um procedimento prático. Por convenção, diz-se que as partículas de menores dimensões, capazes de passar pelo filtro de membrana com poros de 0,45 µm, são denominadas de sólidos dissolvidos, ao passo que as maiores, retidas pelo filtro, são consideradas sólidos em suspensão (PORTO et al., 1991).

As partículas coloidais em suspensão são originárias da degradação mecânica ou da transformação química e biológica dos materiais, principalmente argilas, limo e plâncton. Este material está em constante mobilidade devido à turbulência, pelas correntes convectivas no líquido e pela repulsão causada pelas cargas elétricas presentes na superfície das partículas. Esse processo mantém as partículas em equilíbrio dinâmico, permanecendo as menores em suspensão e as maiores tendem a sedimentar gradativamente (PORTO et al., 1991).

Em termos ambientais, o aumento da carga de sedimentos é típico em rios que drenam paisagens agrícolas e urbanas e se relaciona com a destruição da zona ripária. Entretanto, a turbidez também ocorre como fenômeno natural. Como exemplo, existem águas escuras, que deram o nome ao Rio Negro, AM, devido ao acúmulo de ácidos

orgânicos, bactérias e ferro coloidal. Trata-se do caso típico dos rios que correm em áreas de solos de “tipo Podzol”, como também acontece na planície litorânea do Estado do Paraná.

A deposição de materiais no leito dos rios, além de provocar assoreamento, pode provocar distúrbios ecológicos, soterrando pequenos animais, plantas ou ovos de peixe, destruindo-os por asfixia, destruindo abrigos necessários à reprodução ou carregando para o fundo, organismos em suspensão ou ainda obstruir, pela ação abrasiva, as guelras, órgãos respiratórios de peixes e outros animais aquáticos, principalmente os bentônicos. (BRANCO, 1987).

Em águas subterrâneas, valores elevados de turbidez podem indicar contaminação de águas superficiais, erosão de aquífero, precipitação de ferro por oxidação, etc.

BRANCO (1984), cita que valores de turbidez acima de 100 UNT eliminam todo o desenvolvimento de algas e que um aumento dos sólidos suspensos, em geral, corresponde também a um incremento de cor.

Teor limite aceitável das águas brutas

Desde 1971, a medida da turbidez está normalizada para o NTU, assim, 1 NTU (*Nefelometric Turbidity Unit*) ou 1 UNT (Unidade Nefelométrica de Turbidez) é a medida fotométrica de feixe de luz refletida a 90° por uma suspensão de 1 mg/L de formazina, em nefelômetro que siga as normas estabelecidas internacionais (MICRONAL, 1993).

As medidas nefelométricas apresentam as seguintes características: alta sensibilidade à baixa turbidez; sinal nulo em turbidez nula; correspondência direta, sendo a cor dissolvida não é registrada como turbidez (MICRONAL, 1993).

A turbidez constitui um parâmetro de grande importância sanitária e não apenas estético uma vez que há estudos estatísticos que mostram a relação entre a turbidez e o número de colônias de coliformes fecais e totais, casos de hepatite A e poliomielite (OMS, 1996).

Foi observado a presença de Coliformes fecais em águas tratadas e com turbidez superior a 1 NTU, mesmo sendo mantido um teor de cloro residual entre 0,5 e 0,8 mg/L (PORTO et al., 1991).

Para águas brutas, de acordo com BRANCO e ROCHA (1987), o critério adotado para a restrição de utilização de águas com alta turbidez deve ser relativo à capacidade que a ETA (estação de tratamento de água), tem de remover contínua e adequadamente a turbidez a um custo razoável. Quanto maior a turbidez, maior o consumo de produtos químicos nas estações de tratamento.

O Ministério da Saúde estabelece um teor aceitável máximo de 5 UNT para a água na rede de distribuição. Entretanto, são recomendados valores inferiores a 1 UNT e com restrições em relação aos tratamentos de água.

De acordo com o CONAMA Nº 20/86 (1992), o rio da classe 1 deverá apresentar um nível de até 1 UNT, para as classes 2 e 3 até 100 UNT, para as demais, não há restrições.

3.10.6 Coliformes

As bactérias têm sido usadas como indicadoras da qualidade da água desde 1880, quando o *Bacillus coli* e organismos similares foram identificados como componentes normais dos esgotos contendo fezes humanas. Os Coliformes propriamente ditos são inofensivos e o problema consiste no fato de poderem ser considerados indicadores de poluição fecal recente, associados, portanto a organismos patogênicos.

A vantagem dos Coliformes como indicadores da sanidade da água ocorre devido ao longo tempo de vida fora do organismo humano, semelhante ao de patógenos, os quais causam muitas doenças transmissíveis, tais como a hepatite infecciosa, poliomielite, cólera, leptospirose, enterites, etc., tendo como agentes transmissores: vírus, protozoários, vermes e outras bactérias.

Normalmente, nas análises bacteriológicas se identificam os Coliformes totais e os fecais. Os Coliformes totais constituem um amplo grupo de Coliformes que fermentam a lactose e que vivem no solo, em ambientes poluídos e não poluídos, e nos intestinos de animais. Os Coliformes fecais são bactérias termotolerantes, pertencentes ao grupo dos Coliformes totais e caracterizadas pela presença da enzima β -galactosidade e pela capacidade de fermentar a lactose com produção de gás em 24 horas à temperatura de 44-45°C, em meio contendo sais biliares ou outros agentes tenso-ativos com propriedades inibidoras semelhantes (CONAMA, 2003).

Além de presente em fezes humanas e de animais podem também, ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica (CONAMA, 2003).

Dentre as bactérias do grupo dos Coliformes, o qual compreende os gêneros: *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria* a mais importante como indicadora de poluição fecal recente é a *Escherichia coli*.

Ela é exclusiva do trato intestinal sendo somente encontrada em esgotos, águas e solos que tenham recebido contaminação fecal recente. Sua caracterização e quantificação são estimadas através de cultivo em laboratório e da obtenção do NMP (número mais

provável), ou seja, sua concentração na amostra do ensaio. Sua caracterização também pode ser feita pelo processo de membrana filtrante (CETESB, 2001).

No Havaí, não se utiliza o critério de Coliformes, para indicar a qualidade bacteriológica da água, pois foi observado que a *Escherichia coli* (não *Streptococcus*) se multiplicava em poças de água parada expostas à luz do sol (FUJIOKA¹⁰ et al., 1985, citado por ROCHE, 1993 e BYAPPANAHALLI; FUJIOKA, 1998).

O número de Coliformes tende a variar de acordo com períodos de chuva ou de estiagem. ROCHE (1993), cita que em certas áreas da zona rural, com a falta de um adequado sistema de saneamento e de localização da criação de animais confinados, os dejetos são carregados rio abaixo com as enchentes.

O autor também coloca que, o componente de diluição pode ser efetivo diminuindo a concentração de Coliformes. Entretanto, vários trabalhos mostram que com as chuvas concentradas ou duradouras, o número de Coliformes aumenta em comparação a períodos mais secos em rios perenes (IDE, 1984; BAGDE e RANGARI, 1999; FRITZSONS, et al, 2002, b).

Em experimento conduzido na Índia por BAGDE e RANGARI (1999), os autores encontraram forte correlação entre o aumento da quantidade de colônias de Coliformes nas águas e os meses de verão (chuvas de monção).

JAGALS et al. (2000), avaliaram a qualidade de água de um rio após passar por um povoado com saneamento precário e verificaram que depois do escoamento da água da chuva, o nível de Coliformes era muito alto (4444.000/100 mL) e que a poluição foi menor durante a estação seca.

Estudos conduzidos por MIRANDA et al. (2000), no rio Paraguai em MS, atestaram o aumento do número de Coliformes totais nas cheias e enchentes, o que foi associado ao maior contato da terra com a água.

Entretanto, nos rios que recebem muitos efluentes de áreas rurais e urbanas, a qualidade de água pode piorar com a estiagem, pela diminuição de vazão e conseqüentemente do efeito de diluição, concentrando poluentes, como demonstrou DA SILVA e SACOMANI (2001), em trabalho realizado no rio Pardo, Botucatu, São Paulo.

A existência de uma zona ripária, também favorece o controle do número de Coliformes. JENNINGS et al. (1998), avaliaram a qualidade de água de um rio depois da introdução da BMP (*Best Management Practices*) em uma zona ripária, num sistema de pastagem nos EUA (Carolina do Norte); e mostraram que depois da introdução do plantio de árvores, da estabilização de bancos de areias com vegetação, a água melhorou

¹⁰ FUJIOKA, R. S.; TENNO, K e KANSAGO, S. Naturally occurring fecal coliforms and fecal streptococci in Hawai's freshwater streams. **Toxicity assessment** 3:613-630.

significativamente sua qualidade, com redução de 80% do total de poluentes e 90% na média de Coliformes e *Streptococcus* fecais.

SCOTT et al (2001), em experimento conduzido em área de várzea da Flórida (EUA), acompanhou a qualidade da água antes, durante e após o corte de árvores ao longo dos rios. O trabalho atestou os seguintes impactos negativos na qualidade de água com o desflorestamento: aumento de Coliformes fecais, aumento na matéria orgânica em decomposição e na quantidade de nitrogênio, etc. Neste experimento, foram deixados 10 metros de vegetação nas margens do rio, sendo a área cortada insuficiente para assimilar a carga de nutrientes em períodos de chuva intensa.

Teor limite aceitável das águas brutas

De acordo com a Portaria 1469 / MS, o padrão bacteriológico exigido pela legislação normativa para águas de abastecimento público, é de ausência de *Escherichia coli* ou Coliformes termotolerantes em 100 mL (BRASIL, 2001).

Alguns vírus são mais resistentes ao tratamento que os Coliformes. Assim, águas com acentuada turbidez podem possuir substâncias em estado coloidal capazes de proteger vírus e bactérias da ação desinfetante. Por isto recomenda-se que águas com número maior de 5000 / 100 mL de Coliformes totais sejam submetidas à pré-cloração e a um tratamento capaz de remover a maior quantidade possível de material coloidal.

De acordo com CONAMA nº 20/86 (1992), os rios da classe especial não devem conter Coliformes totais, enquanto para as classes 1, 2 e 3, as quais podem ser destinadas ao abastecimento, devem apresentar concentrações máximas de Coliformes fecais de 200, 1000 e 4000 NMP/100 mL respectivamente, ou de 1000, 5000 e 20000 de coli totais / 100mL respectivamente (ver ANEXO 2).

Para um critério comparativo, de acordo com CHAPMAN e KIMSTACK (1992), em geral, o esgoto urbano pode conter 10 a 100 milhões de Coliformes / 100 mL, e de 1 a 50 milhões de *E. coli* / 100 mL. Em locais com pouco impacto humano, tem-se entre 1 a 3000 coli fecais / 100mL.

De acordo com CHAPMAN e KIMSTACK (1992), o WATER QUALITY CRITERIA também considera concentrações de 10.000 Coliformes totais / 100 mL de e de 2.000 / 100 mL de Coliformes fecais, toleráveis em águas brutas, devido à eficiência de modernos tratamentos de água.

De acordo com JICA (1995, b), durante onze anos (1982 a 1993) amostrados em rios do Paraná, foram encontradas quantidades de Coliformes fecais máximas, da ordem de 10^3 a 10^4 / mL.

Quanto ao critério de balneabilidade (recreação de contato primário), de acordo com a resolução n.º 274, de novembro de 2000, as águas serão consideradas impróprias quando o valor encontrado, no último dia de amostragem, for superior a 2500 Coliformes fecais ou 2000 *Escherichia coli* por 100 mL (CONAMA, 2003). A resolução anterior estabelecia que as águas seriam impróprias quando houvesse uma concentração de Coliformes fecais maior que 1000 Coliformes fecais / 100mL e de 5000 Coliformes totais / 100 mL (CONAMA n.º 20/86, 1992). Assim, a resolução atual é mais tolerante.

A Organização Mundial de Saúde (OMS), citada por PROST (1993), alerta que dos 110 maiores rios do mundo, metade contem mais do que 10.000 Coliformes fecais por 100 mL, estando, portanto, acima do recomendável para banho.

3.10.7 Matéria Orgânica

O carbono orgânico presente num corpo de água pode ser originário de plantas e animais, vivos ou em decomposição, além de materiais provenientes de efluentes.

A matéria orgânica pode ser medida como carbono orgânico total (COT), ou através de uma indicação da matéria orgânica presente pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou demanda química de oxigênio (DQO). Na maioria das amostras $DQO > DBO > COT$ (CHAPMAN e KIMSTACH, 1992).

Pode se determinar a quantidade de matéria orgânica de uma amostra através de uma avaliação conjunta de toda a matéria orgânica, ou então, determinar quantitativamente os compostos orgânicos individuais. O laboratório da SANEPAR, de onde foram obtidos os dados utilizados neste trabalho, determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na amostra. Assim esta determinação permite avaliar a quantidade de material redutor existente na água.

O método consiste em oxidar a matéria orgânica dissolvida em solução ácida e quente. A oxidação de 1g de matéria orgânica requer 1 grama de oxigênio. De acordo com MARGALEF (1983), este método apresenta apenas um indicativo da quantidade de matéria orgânica facilmente oxidável, pois não oxida a matéria orgânica refratária, necessitando de oxidantes mais energéticos para isto.

Além disto, por este método se decompõe também compostos nitrosos, sulfídricos e clorados dando, às vezes, valores exagerados, sendo a quantidade de matéria orgânica obtida por este método, de acordo com este autor, de 1 a 4 vezes superior que a DBO_5 .

Para um padrão de referência para as águas superficiais, de acordo com CHAPMAN e KIMSTASCH (1992), o carbono dissolvido em geral varia de 2,5 a 8,5 mg de matéria

orgânica por litro. MARGALEF (1983), cita valores nos lagos norte-americanos de 2,9 a 39,6 mg de matéria orgânica por litro, o que equivale de 1 a 18 mg/L de C, aplicando o coeficiente de conversão de 2,4.

Quanto às normas, os dados de matéria orgânica são referenciados no n.º 20 / 86, como DBO₅ a 20°C, ou seja, pela avaliação da matéria orgânica biodegradável presente numa amostra. Assim, a classe 3 poderá apresentar um máximo de 10 equivalentes em mg/l em O₂. Os IQAs também avaliam a matéria orgânica presente nas águas pela DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (Demanda bioquímica de oxigênio).

3.10.8 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica depende da concentração iônica e da temperatura, fornecendo uma indicação rápida da salinidade de uma solução, ou de forma aproximada o grau de mineralização das águas (BITTENCOURT e HINDI, 2000).

É uma grandeza que dá uma idéia da capacidade da amostra de água em conduzir uma corrente elétrica, sendo também chamada de condutância específica. Ela é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, de onde se conclui que a água pura em estado líquido, possui condutividade elétrica bem baixa, e à medida que cresce a concentração iônica, a condutividade da solução aumenta.

Em águas naturais pode-se esperar uma relação direta entre a condutividade e a concentração de sólidos dissolvidos totais, como demonstrou HINDI (1999).

A unidade utilizada para medir a condutividade elétrica é micromhos/cm a uma dada temperatura padrão, usualmente a 25°C. Sob o Sistema Internacional de Unidades, utiliza-se o microsiemens / cm, numericamente equivalente ao micromhos / cm.

BITTENCOURT e HINDI (2000), citam que em ambientes aquosos, a condutividade varia entre 50 e 1500 microsiemens / cm para as águas superficiais e que águas subterrâneas podem alcançar valores mais elevados. ARCOVA e CICCIO (1998), mencionam que solos pobres e rochas de difícil intemperismo tais como granitos e gnaisses, resultam em águas de baixos valores de condutividade.

A condutividade é um importante parâmetro para utilização agrícola, sendo a condutividade de até 750 microsiemens / cm considerada segura para fins de irrigação, correspondendo aproximadamente a 500 mg/L em concentração de sólidos dissolvidos.

Não há restrição no que se refere à condutividade na Portaria 1469 / MS (BRASIL, 2001), nem quanto à classe de água para enquadramento do CONAMA nº20/86 (1992) e tampouco a condutividade constitui um parâmetro do IQA utilizado pela SUDERHSA.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Para compor este trabalho, a seção 4 referente à “MATERIAL E MÉTODOS” foi separada em duas partes: material (item 4.1) e métodos (item 4.2). Por sua vez a parte relativa a “material” também foi subdividida: o item 4.1.1 reúne informações ambientais sobre a área onde se desenvolveu o trabalho, enquanto o item 4.1.2 apresenta uma relação de todo o material utilizado, tais como cartas, fotos aéreas, boletins, etc.

4.1. MATERIAL

4.1.1. Descrição geral da área de estudo

4.1.1.1. Inserção regional

O Paraná é um Estado que apresenta grande diversidade em termos de paisagem, distinguindo-se em linhas gerais, cinco grandes regiões fisiográficas: Litoral; a Serra do Mar; o Primeiro Planalto ou Planalto de Curitiba; o Segundo Planalto, ou o Planalto de Ponta Grossa e o Terceiro Planalto, ou Planalto de Trapp, ou de Guarapuava. A divisão destas grandes paisagens está baseada nos divisores de água e na posição das escarpas, as quais delimitam as bordas dos planaltos, e são sucedidas por terrenos que declinam suavemente em direção oeste e noroeste (MAACK, 1981).

O Primeiro Planalto está limitado à leste pela Serra do Mar, e à oeste pela denominada Escarpa Devoniana do Segundo Planalto, possuindo altitudes médias entre 1000 a 1100 m, com algumas linhas de crista que atingem pouco mais de 1300 m sobre o nível do mar.

Na porção norte do Primeiro Planalto, encontra-se uma região montanhosa, embora mais rebaixada em relação ao nível geral deste planalto, com entalhes profundos, provocados pelos afluentes do Rio Ribeira (BIGARELLA; PASSOS e POPP, 1979). Dentro deste contexto geomorfológico situa-se a bacia do **Alto Capivari**, enquanto que na parte não entalhada e suavemente ondulada do Primeiro Planalto localiza-se Curitiba, numa bacia sedimentar.

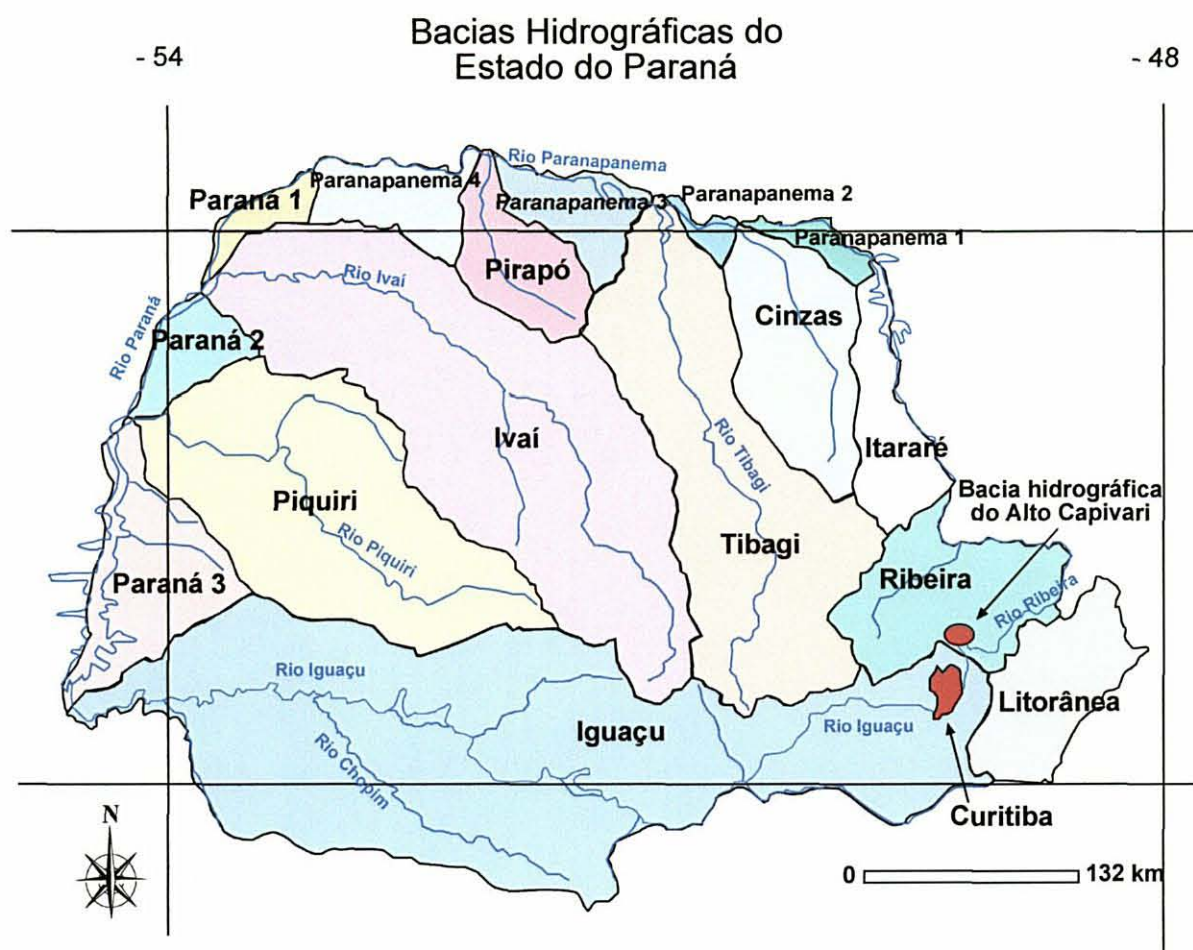
4.1.1.2. Inserção hidrográfica

A bacia do Alto Capivari corresponde às nascentes e cursos d'água situados a sudoeste da bacia do rio Capivari, a qual faz parte da bacia do Ribeira, uma das

componentes do conjunto de bacias vertentes diretamente para o oceano, denominada “Bacia do Atlântico Leste” e também uma das grandes bacias em que o Estado do Paraná pode ser dividido. As demais bacias paranaenses, pertencentes à bacia do Atlântico Leste, estão incluídas no conjunto figurado sob o termo de “Bacia Litorânea”.

Na FIGURA 14 pode-se ver a localização das grandes bacias hidrográficas do Paraná, bem como de Curitiba e da área de trabalho.

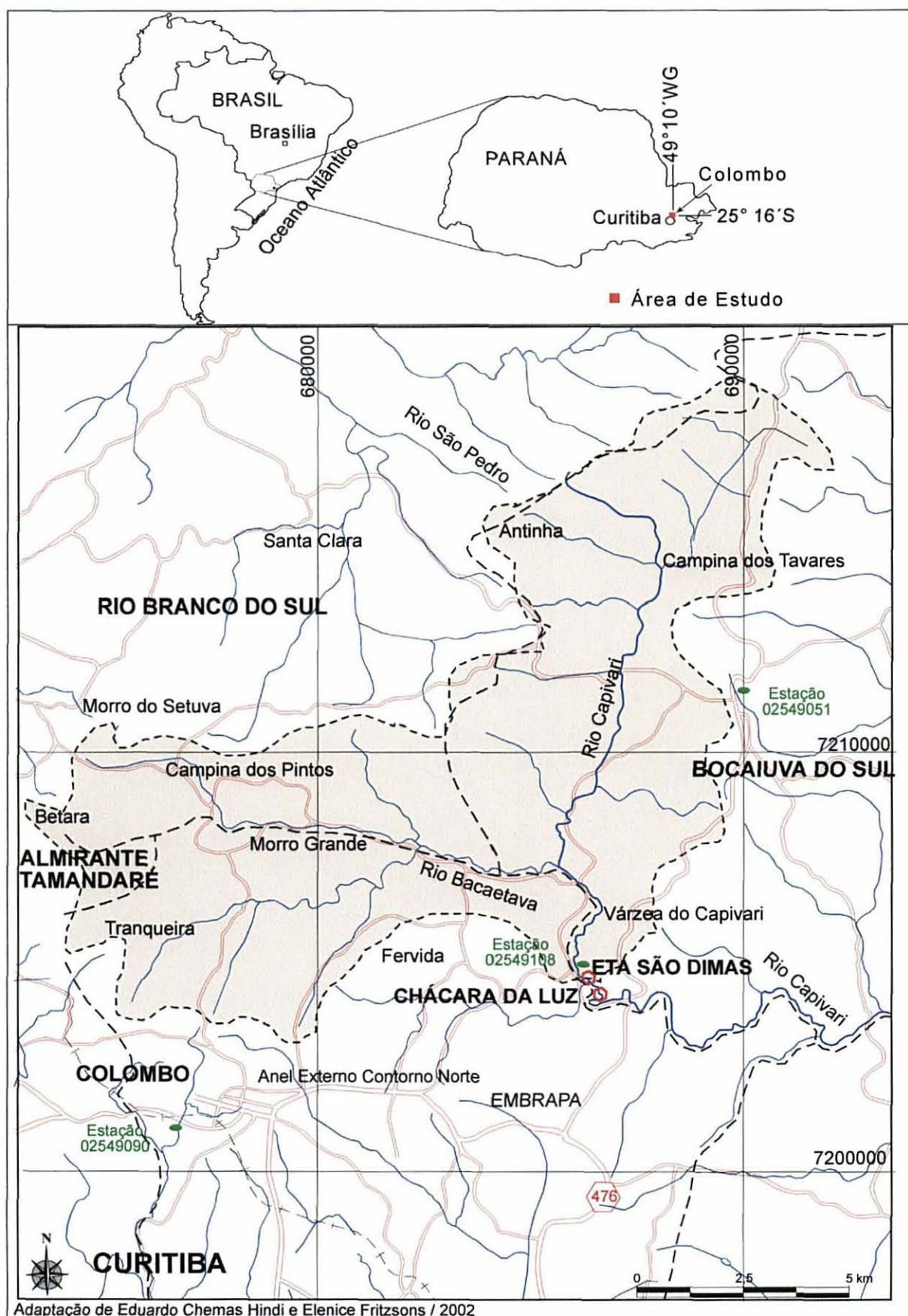
FIGURA 14 – BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARANÁ



FONTE: ADAPTADO DAS CARTAS DE HIDROGRAFIA E DE BACIAS HIDROGRÁFICAS (IBGE, 2003).

A bacia do Alto Capivari se situa a norte / nordeste da cidade de Curitiba, a nordeste da cidade de Almirante Tamandaré e imediatamente ao norte da sede administrativa da cidade de Colombo (FIGURA 15). Apresenta ao sul e a oeste os divisores comuns às bacias Ribeira e Iguaçu, à noroeste comparecem os divisores de água da bacia do rio Açungui, cuja drenagem dominante é direcionada para o norte, voltada para o rio Ribeira de Iguape.

FIGURA 15 - LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO ALTO CAPIVARI



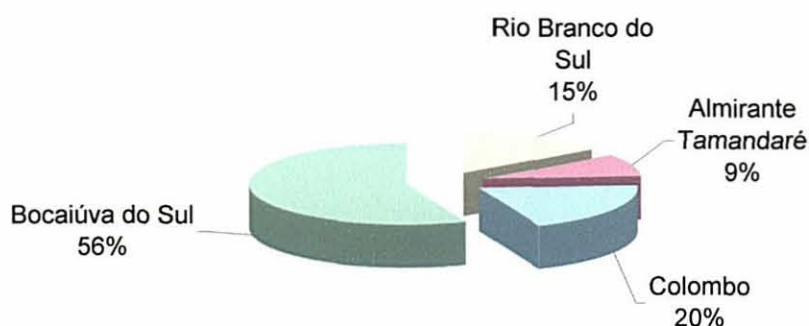
Adaptação de Eduardo Chemas Hindi e Elenice Fritzsons / 2002

A bacia do Alto Capivari, como definida neste trabalho, compreende a região das nascentes do rio Capivari, até a secção de controle do trabalho: a ETA (Estação de tratamento de água da SANEPAR) de São Dimas. Deve-se observar também na FIGURA 15, a Chácara da Luz, local de medição da vazão, situada 200 metros a jusante da captação da ETA.

4.1.1.3. Localização, área e perímetro da bacia.

A bacia dista aproximadamente 20 km de cidade de Curitiba, tendo como acessos principais a Rodovia do Ribeira e a Rodovia da Uva e compreende parte de quatro municípios da Região Metropolitana de Curitiba: Bocaiúva do Sul, na porção leste da bacia; Colombo, na porção sul; Rio Branco do Sul ao norte / noroeste e Almirante Tamandaré no extremo oeste. A FIGURA 16 ilustra a participação em porcentagem destes municípios da bacia, evidenciando que mais de 50% da área da bacia se encontra no município de Bocaiúva do Sul, totalizando 70,19 km², abrigo inclusive as nascentes do rio Capivari.

FIGURA 16 - DISTRIBUIÇÃO EM PORCENTAGEM DOS MUNICÍPIOS PERTENCENTES À BACIA DO ALTO CAPIVARI



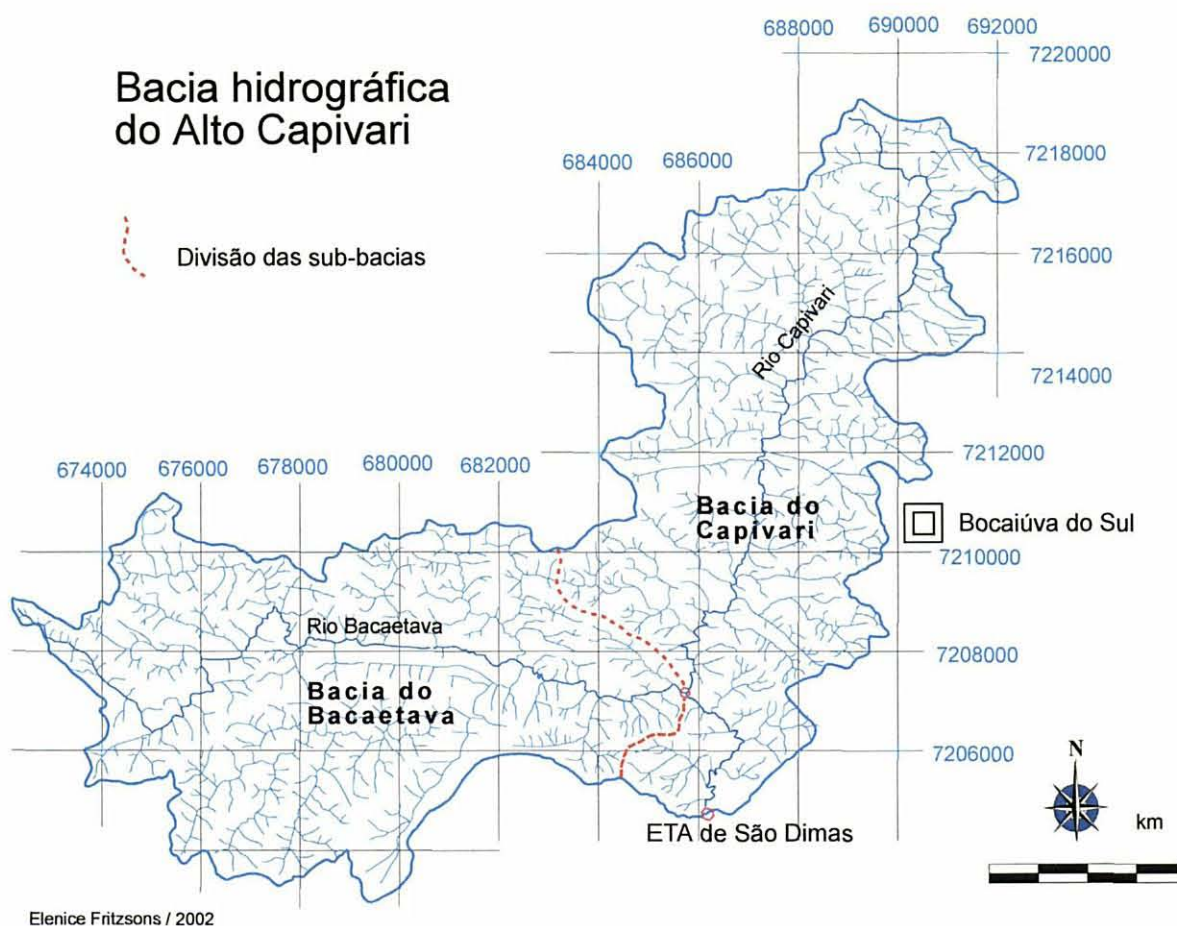
Trata-se de uma bacia de formato bastante irregular, com 125,19 km² (12.519 ha) e um perímetro de 82,5 km. Entretanto, seus limites nunca tinham sido anteriormente delimitados com precisão, devendo-se talvez ao fato da drenagem local ser bastante complexa, decorrente dos trechos subterrâneos próprios do carste.

A bacia também pode ser dividida em duas grandes sub-bacias, correspondentes aos dois maiores rios que compõem a rede de drenagem, o rio Bacaetava e o Rio Capivari. O rio Bacaetava é um afluente do rio Capivari, e a sub-bacia do Bacaetava ocupa a porção oeste da área estudada, já a sub-bacia do Capivari, ocupa a porção norte / leste e

compreende as nascentes do Rio Capivari. A FIGURA 17 ilustra a drenagem da bacia e os dois rios maiores da bacia de estudo.

Assim, o rio Capivari recebe o rio Bacaetava e deixando a bacia do Alto Capivari, segue a jusante, recebendo tributários até a represa do Capivari, aí parte das águas são desviadas para um túnel que atravessa a Serra do Mar, movendo as turbinas da Usina Hidrelétrica “Parigot de Souza”, indo encontrar o rio Cachoeira, nas proximidades do Bairro Alto, já na bacia hidrográfica de Antonina, com um desnível de 674 metros (EMBRAPA e IAPAR, 1984). A parte não desviada constitui um afluente do Rio Pardo, que por sua vez deságua no rio Ribeira, com destino até o oceano.

FIGURA 17 – LOCALIZAÇÃO DAS SUB-BACIAS DO BACAETAVA E DO CAPIVARI



4.1.1.4. Geologia, geomorfologia e hidrogeologia.

De acordo com o “PROJETO LESTE PARANÁ” (1977), folha SG 22-X-D-I, e MINEROPAR (2001), na área estão presentes as seguintes formações litológicas, descritas a seguir (ver FIGURA 18):

Formação Setuva ou Grupo Setuva, pertencente ao Proterozóico Médio, composta de: rochas gnáissicas, incluindo “augen” - gnaisses, hornblenda-gnaisses, biotita-gnaisses, milonito-gnaisses, rochas xistosas, incluindo biotita-xistos, muscovita-xistos, biotita muscovita-xistos, muscovita quartzo-xistos e quartzo-micaxistos (FRITZSON JR. et. al, 1982).

Grupo Açungui - Formação Capiru, pertencente ao Proterozóico Superior, composta predominantemente por metacalcários dolomíticos, filitos e quartzitos, e secundariamente, por filitos grafitosos, metassilitos e metamargas. Os metadolomitos ocorrem em espessos corpos lenticulares e são geralmente maciços, às vezes silicosos, e com estruturas estromatolíticas originadas por algas do gênero “Collenia”. São comuns também, feições cársticas, incluindo dolinas, sumidouros, fendas, grutas, cavernas entre outras. Alguns metadolomitos apresentam aspecto fitado ou bandado, resultante da alternância de camadas claras e escuras.

Como **rochas intrusivas básicas** do Jurássico-Cretáceo, os Diques de Diabásio, ou doleritos, se estendem por vários quilômetros. Os diques básicos juro-cretáceos, de estrutura tabular, ocorrem preenchendo falhas e fraturas segundo a direção geral N 50-60°W, com espessuras médias em torno de 10,0 a 40,0 m. São diabásios, dioritos pórfiros e quartzo-dioritos de cor cinza escura a preto, recobertos por solos de coloração avermelhada. É comum a presença de blocos de rocha apresentando esfoliações esferoidais, preservados em meio ao solo (pedra capote).

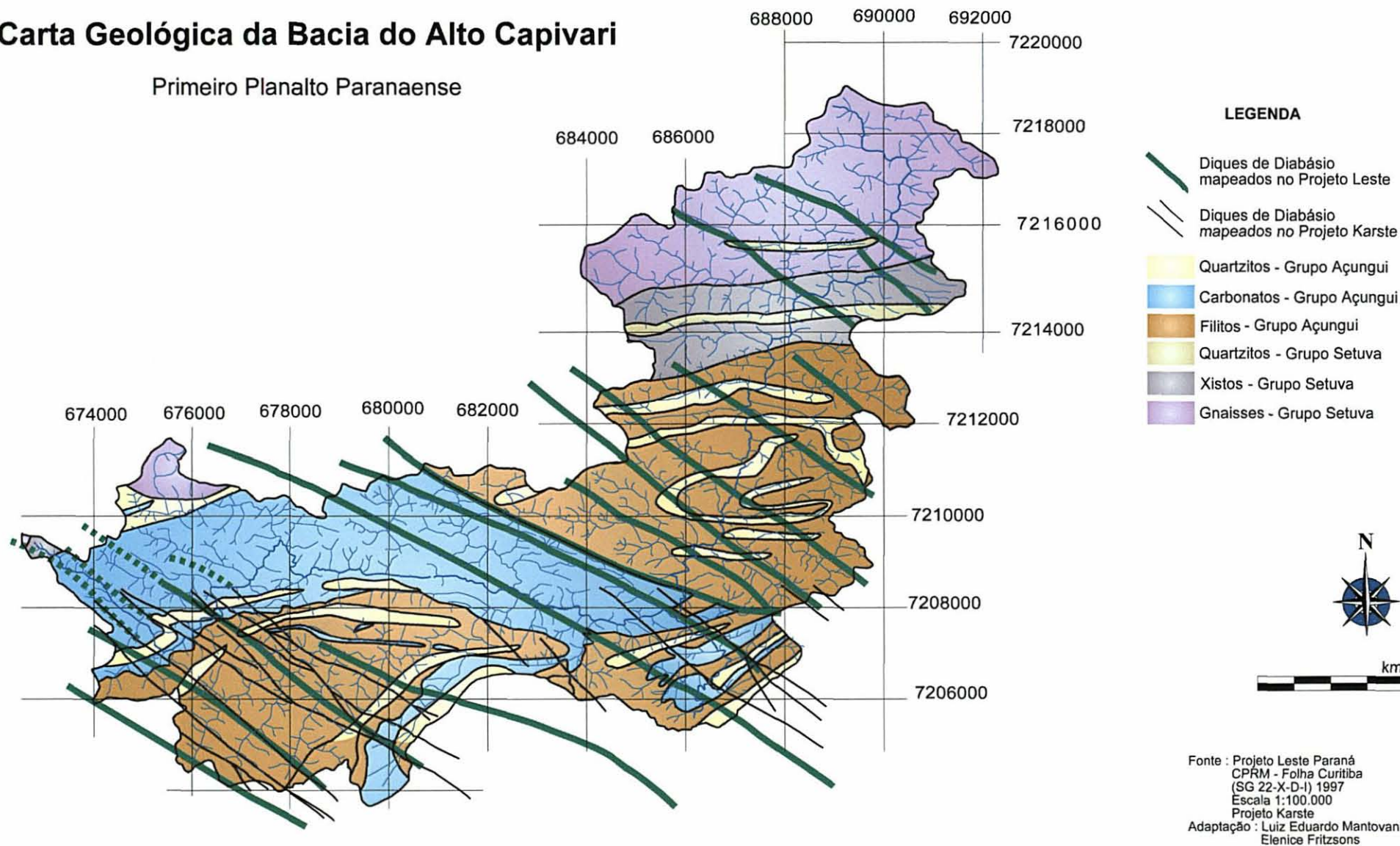
Quanto aos aluviões atuais, encontram-se nas regiões de fundo de vale, recobrimo preferencialmente as rochas carbonáticas da Formação Capiru. Formam áreas aplainadas, via de regra com nível freático raso ou aflorante. São compostos de cascalhos e areias de granulometria média a grossa, com seixos subarredondados e subangulosos de quartzo, gradando para areia com matriz argilosa e argila plástica e cinza no topo. Os depósitos aluvionares atingem espessuras superiores a 1,0 m, podendo ser capeados por solos hidromórficos. Seu maior desenvolvimento ocorre em Várzea do Capivari.

Destas litologias citadas, podemos verificar que o **Grupo Açungui** ocupa mais de 70% da área na forma de carbonatos, quartzitos e filitos, sendo que os carbonatos estão predominantemente na sub-bacia do Bacaetava. A **Formação Setuva ou Grupo Setuva** ocupa a porção das nascentes do Capivari, na forma de Gnaisses, xistos e quartzitos, constituindo em geral rochas mais duras e onde ocorrem as cotas mais altas da bacia (1120 m no Morro do Setuva no Bacaetava e 1110 m na sub-bacia do Capivari). Os diques de diabásio (doleritos), bem como os quartzitos seccionam todas estas estruturas.

FIGURA 18: CARTA GEOLÓGICA

Carta Geológica da Bacia do Alto Capivari

Primeiro Planalto Paranaense



A geologia é um dos fatores condicionantes da geomorfologia e de acordo com BIGARELLA et al. (1994), a “série” Açungui, apresenta estratos mais resistentes à erosão, constituídos por quartzitos que se sobressaem na paisagem, na forma de cristas os quais estão orientadas no sentido dos seus dobramentos, apresentando assim uma direção preferencial que é a nordeste-sudoeste (NE-SW). Em contraste, ocorrem os outeiros constituídos por filitos e calcários.

Há também a presença marcante dos diques de diabásio, distantes 1 km entre si, paralelamente, e sempre orientados na direção noroeste-sudeste (NO-SE), os quais, dependendo da rocha encaixante podem se apresentar como linhas de crista ou de vales (BIGARELLA; PASSOS e POPP, 1979), embora na região, as cristas sejam mais comuns.

Este relevo montanhoso, com cristas orientadas em dois sentidos e vales de vertentes suaves é bastante típico, compondo uma espécie de marco da região, sendo facilmente identificável em fotos aéreas.

A FIGURA 19 mostra uma forma típica de relevo com a presença de diques de diabásio em primeiro plano e outro em segundo plano, quase paralelos. Observa-se também a presença de uma dolina à direita da foto. Nota-se que ela constitui uma depressão fechada em forma circular. Na FIGURA 20, pode-se visualizar um corpo de quartzito.

A localização destas fotos na bacia e de todas as outras presentes neste trabalho pode ser visualizada no ANEXO 6. No ANEXO 5 estão presentes mais algumas fotos da área de estudo.

Esta litologia diversificada apresenta implicações na circulação da água subterrânea. De acordo com LISBOA (1997), os diques tabulares verticais e subverticais de diabásio, impermeáveis e pouco fraturados, seccionam o complexo metamórfico funcionando como barreiras hidrogeológicas, como represas, tendo ao centro, os pacotes carbonáticos do Açungui, porosos, permeáveis e topograficamente rebaixados, os quais também são limitados pelas cristas de filitos e quartzitos. Este represamento da água subterrânea pelos diques de diabásio foi constatado várias vezes em campo, uma vez que as nascentes se localizam sempre próximas aos diques.

De acordo com LISBOA (1997), estas unidades se repetem na paisagem, num padrão tipicamente losangular, apresentando cada célula um comportamento hidráulico e condições de fluxo diferenciados e independentes, uma vez que não haveria comunicação entre uma célula e outra, ao nível subterrâneo, mas sim ao nível da drenagem de superfície que interligam estes “tanques”, chamados de células.

Estas células ocorrem em cotas que variam desde 865 m a 1015 m acima do nível do mar, constituindo as mesmas, depois dos contrafortes da Serra do Mar, os reservatórios mais elevados do Primeiro Planalto Paranaense (FRAGA, 1994).

FIGURA 19 - VISTA DE DIQUE DE DIABÁSIO

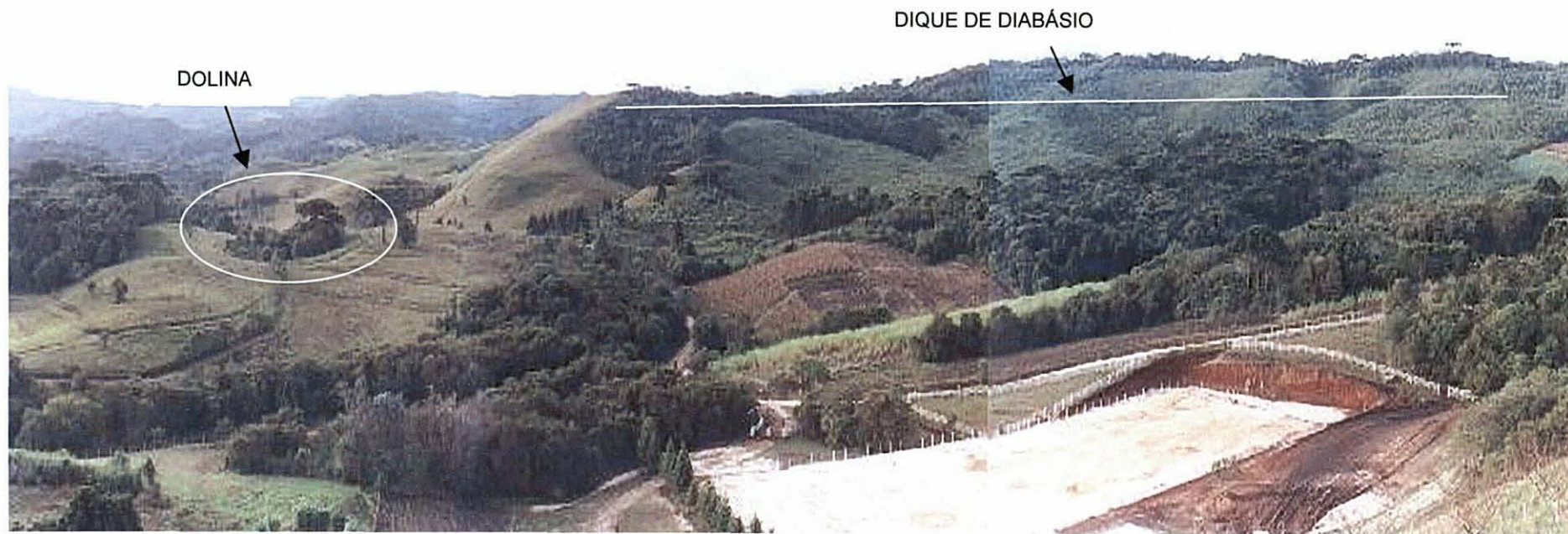


Foto tomada do Hotel "Quintas do Bocaiúva" / Bocaiúva do Sul
Exposição noroeste
Bacia do Capivari
Sub-bacia: Várzea do Capivari

FIGURA 20 - VISTA DE ESPIGÃO DE QUARZITO



Foto tomada do Hotel "Quintas do Bocaiúva" / Bocaiúva do Sul
Exposição sudoeste
Bacia do Capivari
Sub-bacia: Várzea do Capivari

4.1.1.5. Domínios geoambientais

THEODOROVICZ et al. (1999), delimitaram a Região Metropolitana de Curitiba em domínios e subdomínios geoambientais. Nestes domínios existem diversas informações sobre a geologia, litologia, relevo, geomorfologia, solos e problemas ambientais relacionados e específicos de cada um deles, sendo também composta uma carta em escala 1:150. 000. Localizando e delimitando a área de estudo nesta carta, observa-se que comparecem os seguintes domínios: 3a, 9a2, 9a3, 9a4, 9a5, 9c2, 9e3; 9f2, 9f3, 9f4, 10b2, 11a3, 13b2 (FIGURA 21).

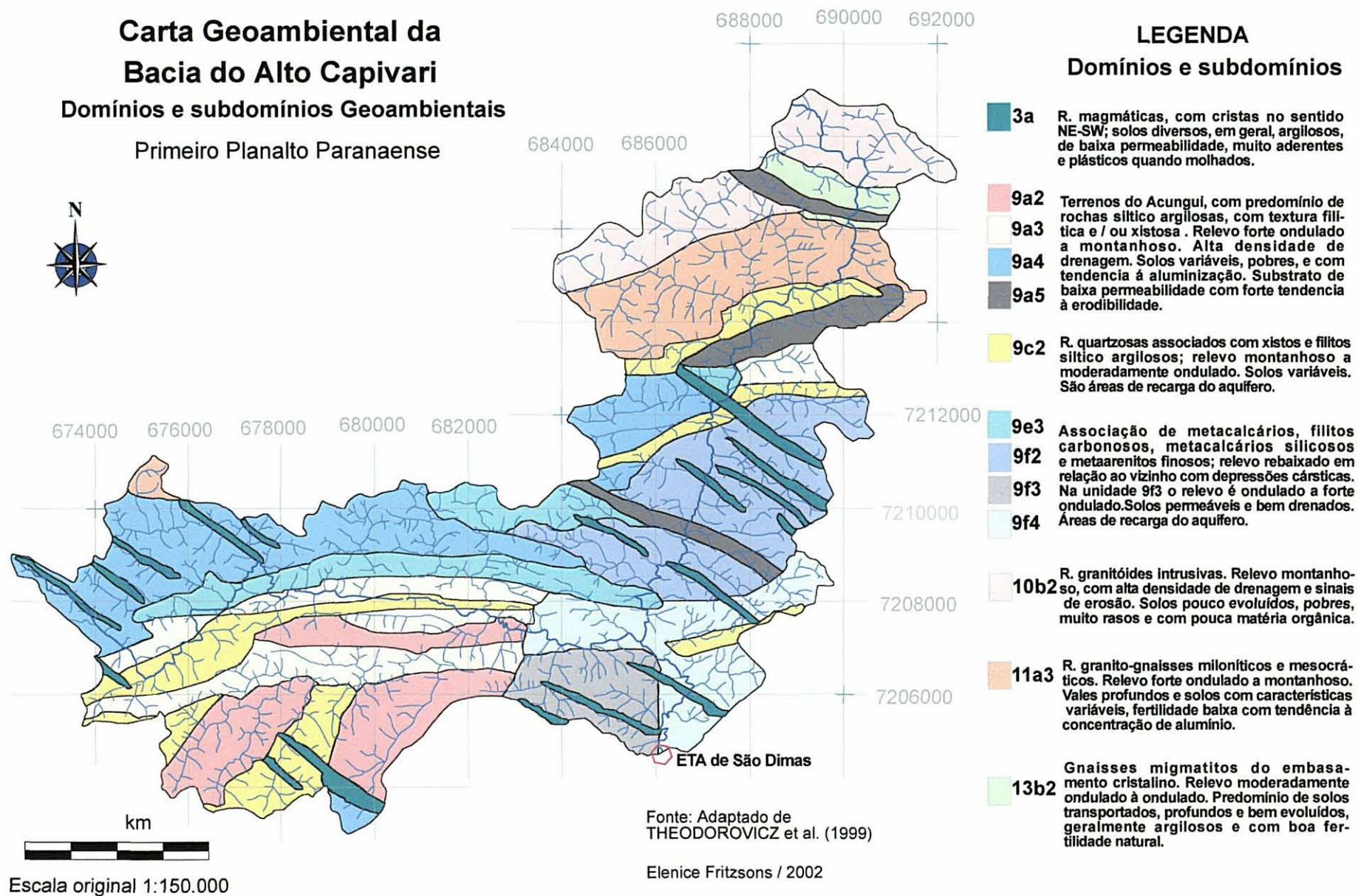
O domínio 9 se refere aos terrenos do Grupo Açungui, onde há uma variedade muito grande de rochas metamórficas de origem vulcanossedimentar depositados em ambiente marinho. Nas áreas de subdomínio **9a** predominam os filitos do Açungui, no **9c**, os arenitos, do Grupo Açungui no **9f**, os calcários, do Grupo Açungui, no **10b**, rochas granitóides intrusivas, do embasamento cristalino; no **11a**, granito-gnaisses miloníticos mesocráticos, do embasamento cristalino e no **13a** gnaisses migmatitos, do embasamento cristalino e no **13b** associação biotita-hornblenda gnaiss-migmatito, também do embasamento cristalino. Nestes domínios, as informações de solos não são muito detalhadas, a abordagem se refere às classes a que pertencem. Há a preocupação de reunir informações sobre evolução pedogenética, e fertilidade, baseadas na natureza do material de origem.

A seguir um breve resumo destes domínios:

Sub-Domínio 3a: Rochas derivadas de magmas básicos gerados em altas profundidades e que se intrudiram na crosta como diques. As cristas estão em posição NW-SE, transversalmente dispostas em relação à estruturação NE-SW do relevo sustentado pelas rochas pré-cambrianas. Os solos com evolução pedogenética muito variáveis em função do grau de dissecação das cristas de diabásio e da posição que ocupam no relevo. São argilosos, de baixa permeabilidade, muito aderentes e plásticos quando molhados.

Sub-Domínio 9a (a2, a3, a4, a5): Terrenos do Açungui; com predomínio de rochas de composição siltico argilosa, com textura fílitica e/ou xistosa fina. O relevo é forte ondulado a montanhoso, com topos de morros e encostas curtas e perfis convexo-côncavos e retilíneos, muito irregulares, declive quase sempre superior a 35 e 45 %. Alta densidade de drenagem, com vales retilíneos, encaixados, profundos e desprovidos de planícies aluviais. Solos bastante variáveis, sendo que nos topos e meia encostas predominam solos residuais muito pouco evoluídos, como cambissolos e litossolos e mais raramente podzólicos rasos. Nos sopés das encostas, há solos coluviais muito jovens. Os solos em geral são pobres e com tendência a aluminização. Devido à baixa permeabilidade do substrato, há forte tendência a erodibilidade.

FIGURA 21 - DOMÍNIOS E SUBDOMÍNIOS GEOAMBIENTAIS



Domínio 9 (c2): Predominância de rochas de composição quartzosas, (metarenitos, quartzitos, quatzoxistos e quatzofilitos) associados com xistos e filitos siltico argilosos. O relevo vai de montanhoso, com encostas íngremes e declividades quase sempre acima de 35 a 45% com perfis retilíneos ou convexo-retilíneos-côncavos a moderadamente ondulado com encostas longas e declividade média entre 15 a 25%. Quanto aos solos apresentam grande variação indo desde solos transportados com grande variação na espessura e evolução pedogenética. Nos relevos mais suaves, predominam podzólicos profundos com tendência a uma latossolização, com horizonte A espesso e alto grau de evolução. Constituem áreas de recarga do aquífero, onde deve ser evitada toda entrada de poluentes.

Domínio 9 (f2, f3, f4): associação de metacalcários, filitos carbonosos, metacalcários silicosos, e metarenitos finosos. O relevo é em geral rebaixado em relação aos terrenos vizinhos, caracterizados como depressões cársticas, como dolinas e sumidouros, entretanto também comparecem nos subdomínios 9f3, relevo ondulado e forte ondulado com declividade entre 20 a 35%. Predominam solos transportados e bem evoluídos, com grande quantidade de matéria orgânica, bastante permeáveis e bem drenados. Assim como o anterior constitui áreas de recarga, onde toda poluição deve ser evitada.

Domínio 10 (b2): Rochas granitóides intrusivas. O relevo é montanhoso, com declividades superiores a 35 e 45% com alta densidade de drenagem e muitas cicatrizes de erosão. Solos muito pouco evoluídos, pobres, predominando cambissolos, litólicos e podzólicos muito rasos, praticamente desprovidos de matéria orgânica.

Domínio 11 (a3): Granito gnaisses miloníticos mesocráticos. O relevo é fortemente ondulado a montanhoso, com encostas curtas, declividade média quase sempre superior a 35% com desníveis altimétricos bastante acentuados; vales profundos com águas escavando muito mais que depositando, desprovidos de planícies aluviais. Os solos apresentam características muito variáveis, podendo ocorrer desde solos transportados moderadamente a bem evoluídos, como podzólicos, solos residuais pouco evoluídos como cambissolos, litossolos e às vezes até afloramentos do substrato rochoso, a fertilidade natural é baixa com tendência à concentração de alumínio.

Domínio 13 (b2): Gnaisses migmatitos do embasamento cristalino, com relevo moderadamente ondulado a ondulado, declividade entre 15 a 20%, há predomínio de solos transportados, profundos e bem evoluídos, tais como Podzólicos tendendo a uma latossolização, avermelhados e amarelados, geralmente muito argilosos, com boa fertilidade natural devido à riqueza em bases do material de origem. Entretanto, dentro deste domínio também há solos que se diferenciam por uma camada superficial de cor preta e ou cinza escura, com forte gradiente textural no horizonte B.

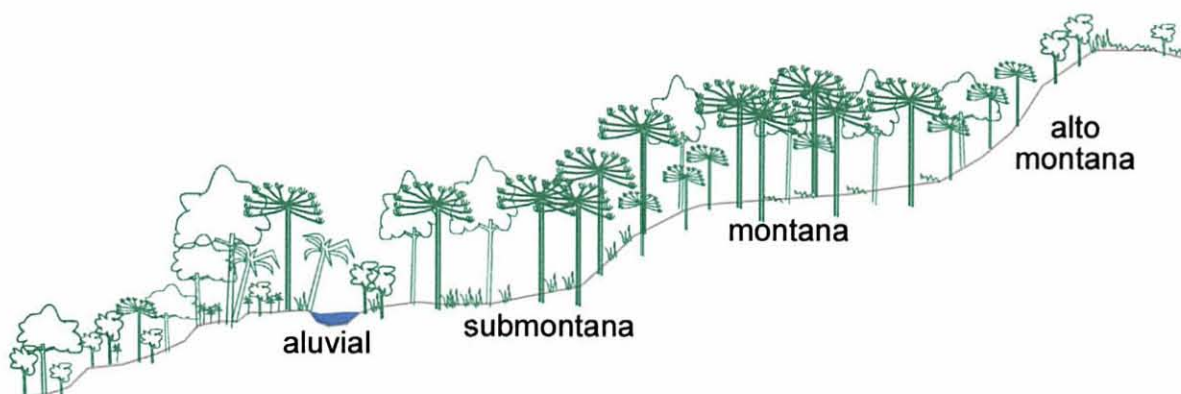
Este mapeamento apresenta os solos do embasamento cristalino, bastante variáveis em termos de evolução pedogenética, indo desde os litossolos, em relevo mais acentuado, até os podzólicos, em material residual, em relevo mais suavizado.

Assim, quanto ao potencial produtivo dos solos da área de estudo, pode-se concluir que apesar do relevo acidentado e da presença de rochas básicas e carbonáticas, existe uma tendência geral para a distrofia e a saturação em alumínio do complexo sortivo. Esses fatores limitantes provavelmente impediram, no passado, uma maior expansão agropecuária na região. Ainda na conjuntura presente, estes mesmos fatores continuam atuando como limitantes apesar das maiores facilidades de correção dos solos com calcário e da fertilização como macro e micronutrientes.

4.1.1.6. Vegetação

A vegetação natural, original da área, corresponde ao domínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM), ou floresta com araucária, a qual é exclusiva do Planalto Meridional Brasileiro. Esta denominação foi definida por VELOSO (1991), de acordo com o sistema de classificação fisionômico-ecológico. Em face da latitude e altitude pode-se distinguir quatro formações florestais diferentes da FOM: a aluvial, a submontana, a montana e alto montana. A primeira ocorre ao longo dos rios, nas serras e planaltos. A submontana ocorre somente no Rio Grande do Sul, na altitude de 50 a 400 metros de altura, a Montana ocorre acima de 500 metros e a Alto Montana acima de 1000 metros (IBGE, 1991). Ver FIGURA 22. Na área de trabalho estão presentes a Floresta Ombrófila Mista Aluvial e a Montana

FIGURA 22 - PERFIL ESQUEMÁTICO DAS FORMAÇÕES DA FLORESTA OMBROFILA MISTA.



FONTE: ADAPTADO DE IBGE (1991)

A Floresta Ombrófila Mista forma associações diferentes que variam de uma área à outra. Normalmente, no estágio adiantado de sucessão, o pinheiro (*Araucaria angustifolia*) ocupa o dossel e no sub-bosque ocorrem a presença de outras espécies.

KLEIN e HATSCHBACK (1962), em estudo de fitofisionomia em parte dos municípios de Colombo, Almirante Tamandaré, Rio Branco do Sul e Bocaiúva do Sul, baseado num levantamento florístico de 1952, concluíram que os remanescentes da Floresta Ombrófila Mista, já eram raros e perturbados pela intervenção humana na busca das “Madeiras de Lei”. Assim, estes remanescentes constituíam uma floresta secundária que, de acordo com FINEGAN (1992), é aquela que se desenvolve em terras que foram abandonadas depois que a cobertura vegetal original foi destruída pela atividade humana.

De acordo com estes estudos, na Floresta Ombrófila Mista, que os autores supracitados denominavam de “Região das Florestas Pinatifoliadas”, o sub-bosque era composto de Imbuía (*Ocotea porosa*), Sassafrás (*Ocotea pretiosa*), Canela coqueira (*Ocotea catharinensis*), Açaita cavalo (*Luehea divaricata*), Pinheiro bravo (*Podocarpus lambertii*), Erva mate (*Ilex paraguariensis*), Tapiás (*Alchornea* sp), Sacopema (*Sloanea lasiocoma*), Casca d'anta (*Drimys brasiliensis*), Bracatinga (*Mimosa scabrella*), Canela fogo (*Criptocaria aschersoniana*) e outras lauráceas, vulgarmente denominadas de canelas.

Em levantamento efetuado para as bacias vizinhas de Fervida e Ribeirão das Onças, efetuado por DALCON (2001), das espécies citadas acima, foram encontradas: o Açaita cavalo (*Luehea divaricata*), Pinheiro bravo (*Podocarpus lambertii*), Erva mate (*Ilex paraguariensis*) e outras.

Quanto à vegetação ciliar, DALCON (2001) também constatou que a mesma, além de descaracterizada, é muitas vezes inexistente. Neste levantamento, na FOMA (Floresta Ombrófila Mista Aluvial) foram encontradas as seguintes espécies vegetais: Branquilha (*Sebastiania klotzchiana*) representando 60 a 80% da vegetação, Açaita cavalo (*Luehea divaricata*); Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), Aroeira (*Schinus terebinthifolius*), Baga de Pombo (*Duranta vestita*), Capororoca (*Myrsine ferruginea*), Cataia (*Drimys brasiliensis*); Congonha (*Citronella congonha*), Guaperê (*Lamanonia speciosa*), Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*) e Miguel Pintado (*Matayba elaeagnoides*).

Na área de domínio da Floresta Ombrófila Mista é freqüente também a presença da formação campestre da Estepe Gramíneo – lenhosa, onde as espécies típicas vão compor os capões e as florestas de galeria. Estes campos se diferenciam de acordo com o grau de ação antropogênica sofrida e / ou pelas características ambientais locais (DALCON, 2001).

De acordo com THEODOROVICZ et al. (1999), são peculiares também os campos nativos no cume de terrenos montanhosos, os quais, em geral, pela própria pobreza dos solos onde se encontram, solos rasos e de baixa fertilidade, propiciam um fraco

desenvolvimento da vegetação, favorecimento ao escoamento superficial e conseqüente erosão. MAACK (1981), mapeou estes campos sobre as cristas de quartzitos, bastante evidentes pelo sentido (NE/SO) em que se encontram.

DALCON (2001), resumindo uma avaliação geral sobre a vegetação em áreas próximas concluiu que o predomínio é de Sistemas Secundários de Ocupação nos estágios iniciais de sucessão, ou seja, nas primeiras etapas serais, raramente ultrapassando a fase de capoeira arbórea e que nas áreas de influência de dolinas, nascentes, fontes e outras feições de entrada e saída do sistema cárstico, a estrutura vegetal, essencial à conservação do aquífero, foi muito degradada ou eliminada.

Apesar desta avaliação ter sido feita para a bacia vizinha da área de trabalho, pode-se observar também na bacia do Alto Capivari o predomínio de Sistemas Secundários de Ocupação.

Em termos de uso da terra, de acordo com KLEIN e HATSCHBACK (1962), a agricultura estava representada nas culturas de milho e feijão. O solo, quando esgotado seu potencial produtivo era então abandonado e o agricultor avançava para florestas vizinhas ou então para “capoeiras” mais velhas. A terra abandonada a pousio prolongado durante várias décadas, ia sendo então ocupada por sucessões florestais típicas da Floresta Ombrófila Mista, tendo no gênero *Bacharis* o lenhoso dominante nos primeiros estágios.

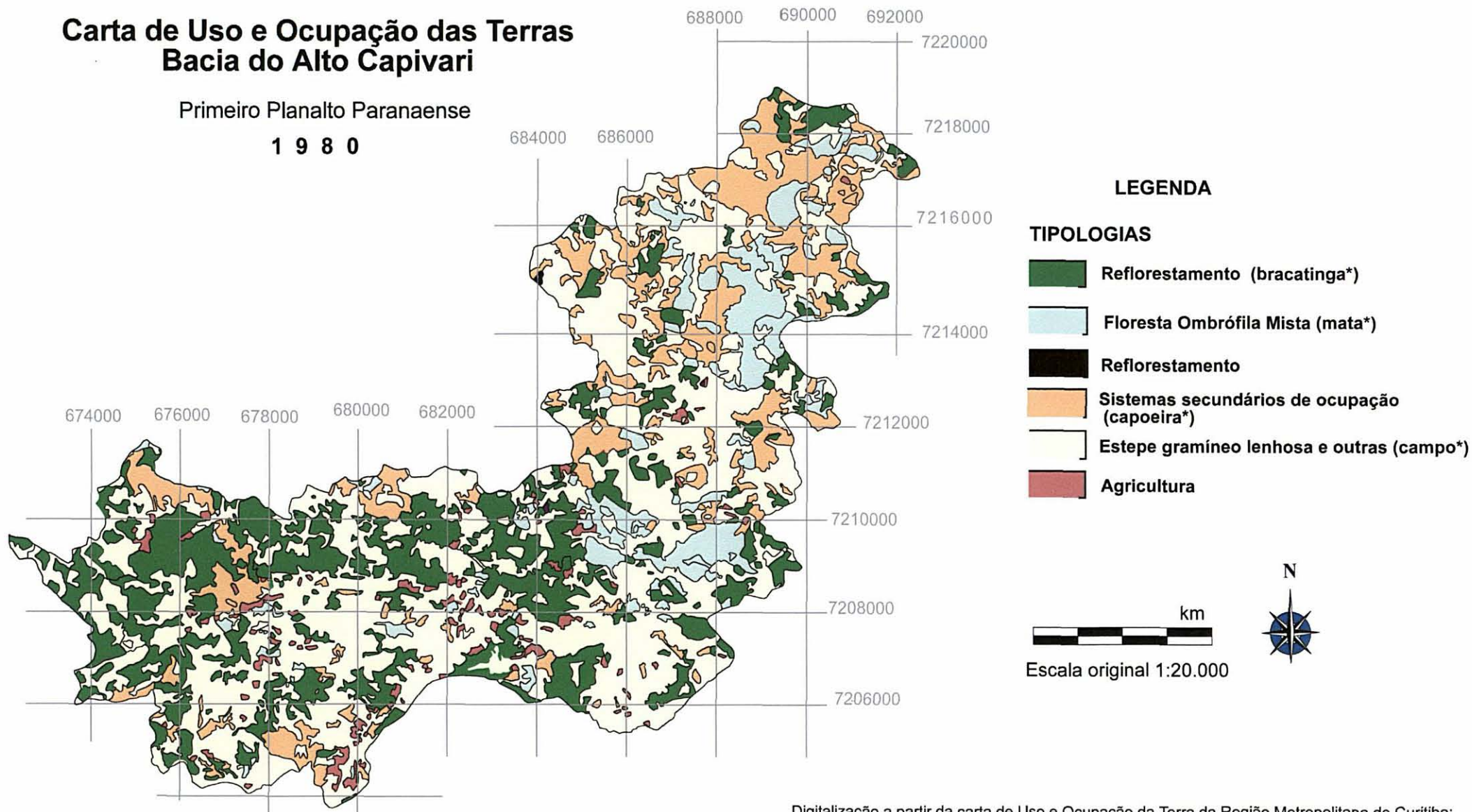
Este estudo, realizado com as observações de fotos aéreas de 1952, coloca como característica principal da área, o intenso reflorestamento de bracatinga (*Mimosa scabrella*), seguido de “capoeira” e “capoeirão” (estágios de evolução de sucessão florestal) e por último, dos remanescentes da floresta original.

A forte presença da bracatinga ainda continuou por quase 30 anos depois, como observou o relatório final de “Estudo da biomassa e do Mercado de Energéticos de Produtos Florestais no Sudeste Paranaense”, realizado pela COPEL et al. (1985).

Neste estudo de 1985, se alertava para a necessidade de se implantar florestas energéticas com espécies apropriadas para a região (*Acácia decurrens*, *Eucalyptus viminalis*, e *Casuarina sp*), e mesmo favorecer a expansão de bracatingais nativos (por queima), em áreas marginais da agricultura, especificamente em Almirante Tamandaré, Rio Branco do Sul, Colombo e Curitiba, grandes consumidores energéticos e com tendência a um maior crescimento no futuro.

A carta de uso e ocupação da terra foi anexada ao Relatório da COPEL et al. (1985), a qual foi produzida por meio de fotos aéreas de 1980. Esta carta foi delimitada e digitalizada para este trabalho (FIGURA 23), sendo que na área comparecem as seguintes tipologias, descritas neste relatório da seguinte forma:

FIGURA 23 - CARTA DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS EM 1980



Digitalização a partir da carta de Uso e Ocupação da Terra da Região Metropolitana de Curitiba:
Convênio COPEL/ ITC/ FUPEF/ COMEC, 1986.

Folhas: A90; A 92: A93; A96; A100; A103; A106. Escala original 1:20.000.

* nomes dados pelo mapeamento do convênio COPEL et al. (1986)

- a. **“Mata” com araucária:** áreas com densa quantidade de copas de pinheiro do Paraná (*Araucária angustifolia*);
- b. **“Mata”:** refere-se às áreas florestais com árvores de grande porte na estrutura florestal, pouco alterada pelo uso ou exploração, incluindo também áreas florestais com poucas copas de Pinheiro do Paraná;
- c. **Bracatinga:** áreas com grandes quantidades de bracatinga;
- d. **“Capoeira”:** áreas de vegetação baixa e rala, abrangendo também áreas florestais bastantes exploradas;
- e. **Agricultura:** áreas agrícolas ou preparadas para o plantio, incluindo fruticultura;
- f. **Reflorestamento:** áreas consideradas “reflorestamento”, foram delimitadas sem identificação das espécies florestais. Povoamentos florestais recém implantados e locais limpos que eventualmente poderiam constituir futuros reflorestamentos não foram considerados.
- g. **Campo/outros:** áreas de gramíneas rasteiras, áreas em repouso e outros tipos não incluídos nos acima e também não pertencentes a áreas urbanas, brejos. As áreas de represas e lagos foram incorporadas nesta unidade.

Na digitalização da carta da FIGURA 23, a tipologia “matas com araucária”, foi incorporada à tipologia “mata”, devido à pequena expressão, em termos de área, da primeira. De posse desta carta digitalizada, as tipologias foram quantificadas como ilustra a TABELA 6.

TABELA 6 - ÁREA E PORCENTAGEM OCUPADA PELAS TIPOLOGIAS EM 1980

Tipologias da carta de 1980	Área ocupada (em km ²)	Área ocupada em porcentagem
Bracatinga	30,83	24,63
“Mata”(1)	11,94	9,54
Reflorestamento	0,01	0,01
Capoeira (2)	17,60	14,06
Campo (3)	62,06	49,57
Agricultura	2,74	2,19
TOTAL	125,19	100,00

NOTA: De acordo com o IBGE (1991), a denominação recomendada para “mata”(1) seria Floresta Ombrófila Mista e Sistemas de vegetação secundária na quinta fase de sucessão (ou floresta secundária); para “capoeira”(2), seria “sistemas secundários de ocupação” em terceira ou quarta fase, e para “campos” (3), seria “sistemas secundários de ocupação” de primeira fase, associados à estepe gramíneo-lenhosa”.

Observa-se na FIGURA 23, a grande quantidade de campos, seguido de bracatingais, e diminutas áreas com reflorestamento de Pinus e eucalipto. Próximo às residências era comum o plantio de cedro (*Cupressus sp.*).

A bracatinga é utilizada para combustão nos fornos de calcário e madeira para arrimos em obras e construções. De acordo com CUNHA e BASTOS FILHO (2000), na RMC o consumo no ramo de caieiras responde por 69 a 78 % do total de consumo de lenha.

Ela é planta natural da Floresta Ombrófila Mista com ocorrência generalizada no 1º Planalto Paranaense, sendo árvore da família das leguminosas, melífera, de crescimento rápido, heliófita e pioneira, e por isso ocorre nos estágios iniciais de sucessão. Desenvolve-se bem em solos pobres em nutrientes, em terrenos escarpados e cumes de morros. Como

leguminosa e eficiente na reciclagem de nutrientes, sua presença beneficia o solo, sendo própria para o manejo de áreas degradadas.

É uma planta agressiva, surgindo naturalmente após a derrubada das florestas de araucária ou da queimada de “capoeiras”, tendendo a tornar-se espécie dominante. Quando introduzida numa região, o plantio dá-se uma única vez, pois a espécie gera uma banco de sementes no solo que assegura a regeneração após o corte e queima. A queima é considerada importante para a quebra da dormência das sementes sendo predominantemente utilizada.

Para lenha, a bracatinga apresenta um tempo de vida médio de 25 anos, porém atinge o ponto ideal de corte aos 7 anos e no início de cada ano de cultivo faz-se o consorcio com lavouras. A bracatinga faz parte de um sistema agroflorestal combinado a lavouras de subsistência de milho, feijão e ainda horticultura e apicultura em pequenas a médias propriedades.

Na RMC, a área reflorestada por bracatinga cobre 60 mil hectares, sendo explorada tipicamente por pequenos produtores rurais em estabelecimento de até 50 ha, nos quais a área destinada à espécie não passa de 20 ha (CUNHA e BASTOS FILHO, 2000).

O sucesso da permanência da bracatinga na RMC deve-se: a extração de minerais não metálicos, condições edafoclimáticas propícias, rusticidade da espécie arbórea, proximidade do mercado consumidor, estrutura fundiária de pequena propriedade familiar e devido aos preços elevados de outras formas de energia (CUNHA e BASTOS FILHO, 2000).

Os autores supracitados alertam para o fato de que: *“o sistema agrosilvicultural da bracatinga apresenta-se como uma alternativa de recurso renovável, no qual a preservação do meio ambiente, ao invés de conflitar com o crescimento econômico, contribui para ele”*.

Entretanto, THEODOROVICZ et al. (1999), avaliando o impacto dos reflorestamentos de bracatinga, afirmam que grandes áreas são reflorestadas sem medidas “preservacionistas”, eliminando florestas nativas junto aos rios e cabeceiras de drenagens e em encostas declivosas, utilizando a prática das queimadas que, sem controle, podem avançar nos pequenos bolsões de florestas secundárias.

4.1.1.7. O uso e ocupação da terra e problemas ambientais atuais

Em termos de uso e ocupação das terras, a área apresenta atividades agrícolas, silviculturais e pastoris, além de mineradoras e industriais, aparecendo as seguintes tipologias de uso e ocupação: Florestas (bracatinga, reflorestamento de *Pinus* e eucalipto e Floresta Ombrófila Mista Alterada), agricultura perene e anual, campos e zonas úmidas englobando várzeas, gramados e espelhos d’água, Sistemas Secundários de Ocupação

(capoeiras e capoeirões), áreas de concentração de habitação e áreas de mineração e relacionadas a esta atividade.

A agricultura está presente, principalmente no cultivo de hortaliças. Destas destacam-se o chuchu (*Sechium edule*) e couve-flor (*Brassica oleracea*), além de brócolis, repolho, etc. A horticultura está mais concentrada na sub-bacia de Água Comprida, na sub-bacia do Bacaetava e vizinha de um importante pólo de produção de hortaliças da Região Metropolitana, que é a bacia de Fervida, em Colombo.

A viticultura está presente de forma dispersa, pouco numerosa e voltada para fabricação de vinhos, muitos deles produzidos no próprio local e comercializados em pequenas adegas. Há também o cultivo de feijão, milho, tomate e batata.

O sistema agrícola utilizado para a horticultura é o convencional, utilizando fortemente agroquímicos tais como adubos e agrotóxicos, inclusive com o cultivo hidropônico que vem se desenvolvendo, principalmente nas bacias vizinhas. Deve-se lembrar que área do carste, como exposto anteriormente, é extremamente vulnerável à poluição, entretanto o cultivo hidropônico por constituir um tipo de poluição pontual, pode ser melhor controlado se forem tomadas medidas adequadas para se evitar a poluição.

Quanto às embalagens de agrotóxicos, outra fonte de poluição pontual, há local para recolhimento destas, embora de acordo com a DALCON (2001), esta é sub-utilizada pelos agricultores.

Uma iniciativa ainda incipiente é a agricultura orgânica, onde não se utilizam agrotóxicos, não poluindo o ambiente com produtos sintéticos. A utilização deste sistema de produção vem crescendo, apoiado pela EMATER- PR e é bastante importante em área de carste e de manancial de abastecimento, uma vez que concilia com produção e conservação, e ainda agrega valor ao produto a ser comercializado.

Quanto à criação animal, esta é predominantemente voltada para o abastecimento domiciliar. Existem algumas criações de ovinos, gado de leite, galinhas e porcos. Não constam frigoríficos, ou locais de abate de animais.

Uma atividade bastante intensa na bacia do Alto Capivari, típica desta região, consiste na extração do calcário, especialmente na sub-bacia do Bacaetava. Esta atividade se concentra nos municípios de Almirante Tamandaré, Rio Branco do Sul e parte norte de Colombo, praticamente não comparecendo em Bocaiúva do Sul.

De acordo com MINEROPAR (2001), a mineração de calcário é a principal atividade mineral do Estado do Paraná, em termos de quantidade e valor de produção, sendo a Região Metropolitana de Curitiba a principal região fornecedora do bem mineral, contando com inúmeras empresas distribuídas principalmente nos municípios de Rio Branco do Sul, Almirante Tamandaré, Colombo e Itaperuçu. Esta atividade na região é muito antiga,

existindo registros de que o povoado de Rio Branco do Sul surgiu em 1790, em torno das arraias de mineração.

As rochas calcárias constituem a matéria-prima para a indústria produtora de cimento, cal e corretivo agrícola. Elas são extraídas e levadas até os fornos, os quais permanecem quase sempre acesos, e aí são “queimadas” durante dias, em altas temperaturas, para depois de moídas, em usinas de beneficiamento existentes na região, serem comercializadas. A FIGURA 24 ilustra um forno de cal.

Quanto às pedreiras, algumas atingem mais de 1000 m², e dezenas de metros de profundidade de área de exploração. De acordo com MINEROPAR (2001), as frentes de lavra são embocadas em maciço rochoso ou em encosta (FIGURA 25), e os processos variam de mecanizados, semimecanizados a manuais, dependendo do porte da empresa. A preparação das frentes de lavra inicia-se com a remoção do capeamento de solo, de espessura variável.

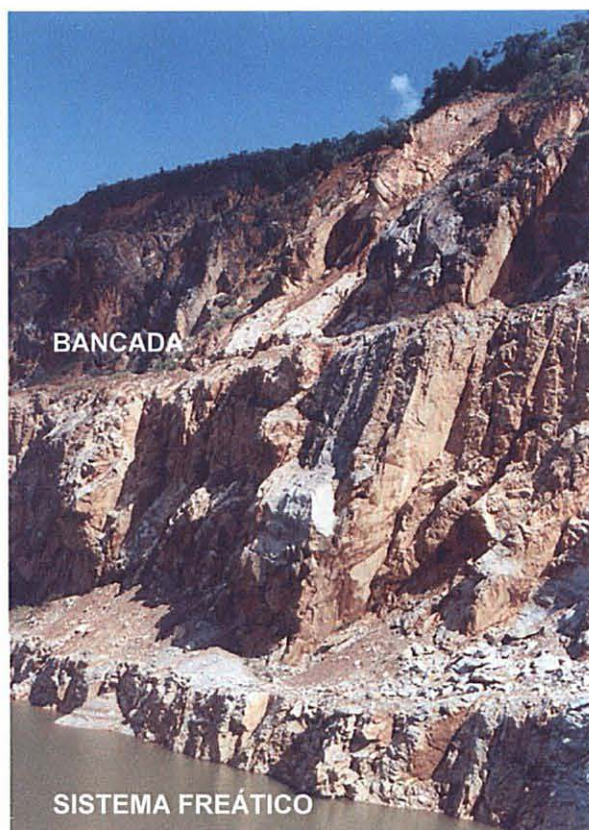
Há vários problemas ambientais decorrentes da falta de planejamento desta atividade minerária, inclusive expostos pelos meios de comunicação, a exemplo de GAZETA DO POVO (1999). A intensa movimentação de terra para abertura de acessos, de acordo com THEODOROVICZ et al. (1999), desencadeia processos erosivos e de assoreamento dos rios.

Observa MINEROPAR (2001), que muitas pedreiras desta área, foram desativadas e abandonadas, devido à falta de um plano adequado de lavra.

FIGURA 24 - VISTA DE UM FORNO DE CAL NA SUB-BACIA DO BACAETAVA



FIGURA 25 - VISTA DE UMA PEDREIRA DE CALCÁRIO



Estas pedreiras abandonadas causam impactos irreversíveis ao ambiente, sendo a recuperação das áreas degradadas, prevista na legislação mineral e ambiental, bastante difícil, trazendo ao município o ônus de responder pela degradação ambiental. Algumas lavras abandonadas são utilizadas para deposição de lixo, incluindo material orgânico e até mesmo químico, altamente tóxico.

Outro problema se refere à contaminação das águas subterrâneas, pois o bombeamento contínuo e necessário, quando se aprofundam as escavações, pode causar o risco de abatimento de terrenos pela atividade de rebaixamento do nível freático. Por este motivo, a atividade de mineração

pode constituir importante fonte de poluição dos aquíferos cársticos, devido aos rebaixamentos do terreno e contato direto com condutos e canais de percolação. Os agentes poluentes podem estar relacionados aos combustíveis, óleos, graxas e outros, comumente manuseados nas frentes de lavra (MINEROPAR, 2001).

Além destes fatos, THEODOROVICZ et al. (1999), afirmam que não há preocupação de preservar locais de interesse turístico científico, havendo destruição de estruturas de algas (estromatólitos), destruição das entradas de grutas, e proximidade de cavernas já conhecidas. A FIGURA 26 ilustra uma pedreira embargada próximo à Gruta do Bacaetava.

Os autores supracitados também colocam que a indústria da moagem e queima de cal provocam poluição do ar e mau cheiro decorrente da queima de pneus no forno de cal, causando danos à saúde dos empregados e da população que reside próximo às imediações, principalmente de ordem respiratória. A poeira é também proveniente da britagem e transporte do calcário. Atualmente a queima de pneus é proibida e não foi constatada nas visitas de campo.

Além destes fatos, fica evidente o impacto negativo das pedreiras e solos expostos sobre a qualidade visual da área quanto à paisagem.

FIGURA 26 - PEDREIRA EMBARGADA PELO RISCO CAUSADO À GRUTA DO BACAETAVA



Quanto aos povoados, os mais importantes são os de “Várzea do Capivari”, em Colombo e o de “Campininha” e “Campina dos Tavares”, em Bocaiúva do Sul, os dois primeiros próximos entre si e do exutório da bacia do Alto Capivari. Na sub-bacia do Bacaetava, há também um núcleo (bairro) de “Capivarizinho” e as comunidades de “Pinhal” e “Campina dos Pintos”. A sub-bacia de “Água Comprida” na sub-bacia do Bacaetava também apresenta uma forte concentração de residências ao longo da rodovia.

No restante da área, estão moradias isoladas de sitiantes, próximas as estradas de rodagem, havendo estradas vicinais em boas condições e muitas delas apresentam trechos que acompanham o talvegue. As residências em geral se localizam próximas aos rios. Além dos sitiantes, os trabalhadores das minas de calcário também moram na região e em geral nas habitações mais precárias. Alguns também realizam trabalhos agrícolas.

Há também uma tendência à proliferação de chácaras de lazer, substituindo antigas propriedades agrícolas.

Não há um saneamento adequado na área rural, prevalecendo a forma de esgoto de fossas sépticas e poço morto, sendo que ainda existem casos de ligações diretas ao rio.

A área faz parte do chamado “Circuito Italiano de Turismo Rural”, inclusive com o recém criado e bastante visitado “Parque Municipal Gruta do Bacaetava”, cujo nome, aliás, significa “pedra furada” na língua Tupy-guarani (PREFEITURA MUNICIPAL DE COLOMBO, s/data). A área da gruta do Bacaetava e do seu entorno, situada muito próximo às áreas de

mineração, encontra-se protegida por Decreto Municipal com a criação deste parque e constitui a única área de preservação ambiental da região.

O turismo rural teve início em 1999, articulado pela COMEC e EMATER e com a parceria de vários órgãos, prefeituras e setor privado. Nos últimos anos, esta atividade vem se desenvolvendo, com a implantação de hotéis, pousadas, pesque pagues e restaurantes.

Em se tratando de área de manancial, o estudo de todos os impactos decorrentes do uso e ocupação devem ser cuidadosamente avaliados.

Um trabalho recente, com maiores detalhes, e que considera o potencial de poluição hídrica nesta área, decorrente do uso e ocupação das terras pode ser verificado em FRITZSONS et al. (2002, a).

4.1.1.8. Clima

Segundo a classificação de Köppen, baseada na temperatura e pluviosidade, o tipo climático da região é Cfb. Este clima se define como: clima pluvial temperado, com mês mais frio entre +18 e -3 °C; sempre úmido, e temperatura média do mês mais quente abaixo de 22 °C, e no mínimo quatro meses com mais de 10°C; pluvial quente temperado, o mês mais quente com médias inferiores a 22 °C e 11 meses do ano com temperaturas maiores que 10 °C. As precipitações são regulares todos os meses do ano, podendo ocorrer geadas severas, raramente nevadas, e geralmente não há estação seca (MAACK, 1981).

De acordo com PROJETO KARST (1998), os aspectos geomorfológicos e os sistemas de circulação de massas de ar, são os principais fatores que condicionam as características climáticas desta região. As massas predominantes de inverno são provenientes do quadrante sul-oeste, produzindo normalmente precipitações modestas, podendo ocorrer períodos de estiagem. No verão, as massas de ar preferenciais são oriundas do quadrante norte-leste, ocorrendo intensas precipitações neste período.

Quanto ao clima do Primeiro Planalto Paranaense, este se traduz por uma série de situações relevantes em termos ambientais, segundo MANTOVANI et al. (2002):

- a) Na região não comparecem as secas mais intensas que afetam o Brasil tropical inclusive o norte do Estado;
- b) Podem ocorrer chuvas intensas, porém sem a persistência de vários dias, sendo que a dinâmica considerável do clima se reflete em mudanças mais rápidas do que as geralmente verificadas na zona tropical brasileira;
- c) Noites frias, limpas e secas com velocidade de vento próxima ao solo menor de 2 m/s podem levar a temperatura até a 4 ou 5° C abaixo de zero. Entretanto a isoterma 0° C raramente atinge o nível da superfície, sendo que as temperaturas negativas do ar na maioria dos anos, se restringem aos primeiros metros acima do solo.

- d) Períodos de risco potencial em termos climáticos se configuram durante o final de inverno e início de primavera quando, após sucessivas geadas, se seguem em agosto e setembro condições de tempo quente e seco. Nestes casos, tem-se sobre os campos, uma grande quantidade de matéria vegetal seca capaz de entreter queimadas e incêndios florestais danosos, sendo o risco elevado em vertentes expostas a norte e noroeste durante tardes quentes, ensolaradas, com temperatura de ponto de orvalho baixa, isto é umidade relativa abaixo de 50 ou 40%, vento de noroeste.

Precipitação

A precipitação no Estado do Paraná apresenta uma variação em termos regionais, de 1400 a 2400 mm, com uma média de 1700 mm, num estudo efetuado com dados coletados entre 1974 a 1993 (JICA, 1995, a). A média de precipitação estimada pelo PROJETO KARST (1998), para a área de abrangência do projeto e, portanto ao lado da bacia de estudo, foi de 1404 mm. Assim, pode-se notar que a área está dentro da **menor** faixa pluviométrica do Estado do Paraná.

Para estimar esta média e outros dados relativos à precipitação, o projeto supracitado analisou os dados pluviométricos de 5 postos de observação mais próximos à área de estudo (Votuverava, Bocaiúva do Sul; Praia Grande; Piraquara-IAPAR; Colombo; Juruqui), no período foi de 1954 a 1997, utilizando o método de THIESSEN, ou seja, ponderando o valor encontrado diariamente pela área de abrangência dos postos (TABELA 7). Nesta TABELA, há a precipitação média anual durante este período e número médio mensal de dias de precipitação (pp).

TABELA 7 - PRECIPITAÇÃO MÉDIA, MÁXIMA E MÍNIMA MENSAL (mm) ENTRE 1954 e 1997

Meses	jan	fev	mar	abril	maio	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
Média	182,2	142	120,3	80,7	97,3	101,6	92,7	67,2	120,5	129,4	121,6	148,5
Máxima	468,7	277,4	241,2	165,2	345,6	289,6	329,1	168	424,8	251,3	295,5	347,1
Mínima	42,7	57,2	37,7	2,1	2,3	0,1	4,5	1,5	8,2	43,9	18,5	61,6
Nº de dias de pp.	14	12	12	8	8	8	7	6	9	11	10	12

FONTE: TABELA MONTADA A PARTIR DOS DADOS DO PROJETO KARST (1998)

O período mais úmido esteve compreendido principalmente entre os meses da primavera e verão, precipitando cerca de 60 % do total anual, e o mais seco entre o outono e o inverno. O mês mais chuvoso foi o de janeiro e o mais seco o de agosto. O ano mais chuvoso foi de 1983 com 1981 mm, e o mais seco o de 1985 com 860 mm

Apesar do maior volume precipitado durante o verão, nota-se que as diferenças sazonais não são grandes, caso típico de clima pluvial temperado.

Evapotranspiração

O PROJETO KARST (1998), estimou a evapotranspiração média real e potencial mensais por 2 métodos, utilizando séries históricas de parâmetros meteorológicos da estação IAPAR-Piraquara, período 1974 a 1993. Outros cálculos foram feitos pela COPEL e apresentados pelo PROJETO KARST (1998). Os métodos utilizados foram: Morton, Penman, Thornthwaite-Mather e Turc e apresentados na TABELA 8 e estimadas para o período de 1974 a 1993, configurando portanto 19 anos.

TABELA 8 - CÁLCULO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO POR DIFERENTES MÉTODOS

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Total anual
A	132,0	117,7	108,6	72,4	51,9	38,1	37,5	53,9	76,0	104,5	118,5	129,5	1040,6
B	109,1	93,4	84,2	57,9	41,2	32,8	38,3	51,3	62,3	85,0	97,2	102,8	855,5
C	97,5	87,8	83,9	61,0	46,2	36,5	36,6	43,3	48,0	65,7	77,5	91,8	775,7
D	88,2	84,8	76,5	58,4	56,6	53,4	51,1	47,4	59,2	67,1	70,6	80,5	793,8

NOTA: A- Evapotranspiração Real (mm) -Método De Morton; B- Evapotranspiração Potencial (mm) - Método De Penman; C-Evapotranspiração Potencial (mm) - Método De Thornthwaite-Mather; D-Evapotranspiração Real (mm) - Método De Turc. (PROJETO KARST, 1998).

Balanço Hídrico

O balanço hídrico para qualquer área ou corpo de água em qualquer intervalo de tempo, em sua forma simplificada, é representado pela seguinte equação:

$$P = ET + Q \dots\dots\dots(12)$$

Onde **P** é precipitação recebida efetivamente sobre a superfície da terra, **ET** é a evapotranspiração e **Q** é o volume total escoado pela área ou corpo d'água.

De acordo com UNESCO (1974), esta equação pode ser explicada pelo princípio de conservação da massa, ou equação da continuidade. Esta equação revela que, para qualquer superfície da natureza e mesmo para um corpo d'água, durante qualquer período de tempo, a diferença entre os valores relativos ao fluxo de entrada e ao fluxo de saída é equilibrada pela variação do armazenamento da água na área ou pelos corpos de água.

Pela equação do balanço hídrico simplificado, onde o volume armazenado é igual a zero, a equação corresponde a $P=Q+ETR$, onde **P**= precipitação média, **Q** = deflúvio médio e **ETR** = Evapotranspiração Real Média. Estimando o excedente hídrico médio anual para a

área, sendo $P = 1404$ mm/ano e utilizando o maior valor atribuído para a ETR, segundo Morton, igual a 1040,6 mm/ano, o excedente hídrico, representado pelo deflúvio médio anual, seria de apenas 363 mm (PROJETO KARST, 1998).

Este excedente médio anual representa a quantidade de água disponível para ser infiltrada no solo e escoada superficialmente, devendo alimentar o aquífero e os rios (infiltração e escoamento superficial).

Apesar da existência de excedentes hídricos durante o ano, o balanço hídrico mensal indica a ocorrência de períodos secos curtos, o que ocasiona déficit de água em culturas mais sensíveis, e de sistema radicular mais superficial, tais como as hortaliças, daí a necessidade compulsória de irrigação.

4.1.1.9. Vazão

Para a bacia de estudo, os dados diários de vazão fluviométrica do rio Capivari foram coletados pela SUDERHSA, de 1997 a 1999, na localidade denominada de Chácara da Luz, situada 200 metros à jusante da seção de controle da área de trabalho, a ETA de São Dimas (ver FIGURA 15) e drenando uma área adicional de 1km^2 de bacia. Um resumo dos dados de máximas, mínimas e médias pode ser encontrado na TABELA 9, e na FIGURA 27, a qual evidencia por um hidrograma, a vazão média durante os meses, nestes anos.

A maior vazão registrada foi no dia 14 de fevereiro de 1999, com $31,27\text{ m}^3/\text{s}$ e a menor ocorreu de 18 a 26 de dezembro de 1999, com $0,46\text{ m}^3/\text{s}$, registrada em cada um destes 8 dias (TABELA 9).

TABELA 9 - VAZÕES MENSAIS MÁXIMAS, MÍNIMAS E MÉDIAS PARA OS ANOS DE 1997, 1998 e 1999 EM $\text{m}^3/\text{s}/\text{dia}$.

Ano	Vazão	Meses											
	m^3/s	jan	fev	mar	abr	maio	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
1997	Max.	x	x	3,85	2,62	2,62	10,02	4,93	4,00	6,93	6,78	11,10	6,62
	Min.	x	x	2,62	2,16	1,69	1,54	1,54	1,39	1,23	2,31	2,31	1,69
	Méd.	x	x	2,93	2,37	1,98	2,91	2,50	1,87	2,47	4,35	4,84	2,87
1998	Max.	6,16	6,31	13,25	13,10	4,62	16,18	13,41	10,79	23,88	13,41	4,77	6,31
	Min.	1,54	1,23	2,16	2,93	2,62	2,31	2,31	2,62	2,93	4,47	3,23	2,62
	Méd.	2,73	3,09	5,48	4,98	3,15	3,01	4,36	4,08	5,96	7,06	3,83	3,33
1999	Max.	10,17	31,27	x	6,62	3,54	4,16	16,64	2,00	4,62	7,24	2,93	2,31
	Min.	3,54	4,00	x	2,93	2,31	2,31	2,00	1,39	1,08	1,08	0,77	0,46
	Méd.	6,12	7,98	x	3,64	2,65	2,74	3,26	1,70	1,79	1,93	1,26	0,93

FONTE: TABELA MONTADA A PARTIR DE DADOS DA SUDERHSA (2000).

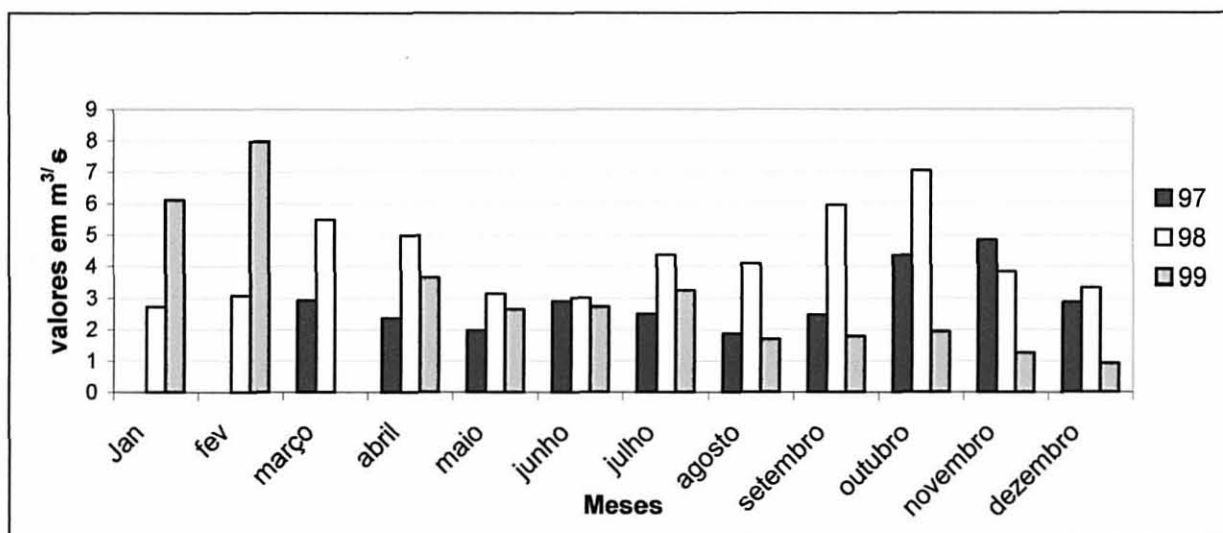
NOTA: Os valores substituídos por x não foram coletados

Esta menor vazão ocorreu após um mês de novembro pouco chuvoso (59 mm) e numa primeira quinzena de dezembro também pouco chuvosa (50 mm). A maior vazão

ocorreu após um mês de janeiro muito chuvoso (310 mm), e no mesmo dia em que se registrou uma precipitação pluviométrica ponderada de 70 mm. A razão entre a maior vazão e a menor vazão para estes anos foi de 68 vezes.

Na TABELA 9, os valores em negrito se referem às máximas e mínimas vazões. Observa-se que não ocorreu uma época do ano ou uma estação de máxima e de mínima vazão, pois as vazões máximas de 1997 e de 1998 ocorreram na primavera (novembro e setembro), enquanto que para 1999 ocorreu no verão (em fevereiro). Quanto à mínima de 97 ocorreu no inverno (setembro) e de 98 e 99 no verão (fevereiro e dezembro).

FIGURA 27 - VAZÃO MÉDIA PARA OS ANOS DE 1997, 1998 E 1999.



FONTE: GRÁFICO COMPOSTO A PARTIR DE DADOS DA TABELA 9

4.1.1.10. Qualidade das águas

HINDI (1999), cadastrou e classificou as fontes, ou seja, as águas subterrâneas da área do carste de Colombo (PR), especificamente nas bacias dos rios Tumiri, Fervida, das Onças e Água Comprida, esta última pertencente à área de trabalho e as demais sendo vizinhas da área de trabalho. O autor verificou que as águas são pouco mineralizadas, com grau de dureza moderadamente duro a duro e do tipo bicarbonatada magnesiana e incluídas na classe alcalino terrosa cálcio- magnesiana. O pH destas águas esteve entre 6,77 a 7,98, com média de 7,45. O autor considerou que a faixa de variação do pH, sendo muito estreita, não foi útil para individualizar as bacias.

Na região estudada a maioria das rochas carbonáticas são constituídas de calcários dolomíticos. A dolomita, segundo STUMM & MORGAN (1981), apresenta uma solubilidade inferior a da calcita, a partir de pHs superiores a 7,8. Os mesmos autores fornecem uma razão média entre $[Mg^{2+}]/[Ca^{2+}]$ de 0,78 em águas cársticas sendo esta proporção geralmente constante.

As águas subterrâneas captadas pela SANEPAR nas bacias vizinhas de Fervida e Ribeirão das Onças apresentam ótima qualidade sendo adicionado somente cloro e flúor como tratamento preventivo, antes da distribuição para o consumo.

Quanto à água superficial, para a bacia de estudo, a análise cromatográfica da água “in natura” coletada e analisada pela SANEPAR, em 13/04/98 e 1/09/98 apresentou resultado negativo para: Aldrin, BHC, Clordano, DDD, DDE, Endosulfan, Endrin, HCB, Heptacloro, Lindano, Metoxicloro, Mirex e Toxafeno.

Quanto à análise espectrofotométrica, realizada em 5/5/98 e 18/8/98 pela SANEPAR, não foram detectados valores fora dos padrões para Al, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ag e Zn.

Quando aos outros parâmetros físico-químicos das águas superficiais, tais como pH, turbidez, alcalinidade, matéria orgânica, etc., serão analisados em outra seção (item 5.1.1.1).

4.1.1.11. Captação da água

A captação das águas para abastecimento diretamente do rio Capivari pela ETA de São Dimas ocorreu de 1986 até o ano 2000, e de acordo com SANEPAR (1992), operando com 60 L/s, através de duas tomadas de água com bombas submersas ancoradas com tubos cravados no leito do rio, sendo que a estação de tratamento fica localizada ao lado da captação. No ano de 2000, optou-se por somente utilizar a água captada por poços que já vinham sendo utilizados, localizados próximos a ETA de São Dimas, substituindo a captação superficial. Assim, depois do término do ano de 2000 a ETA foi desativada.

De acordo com informações de técnicos da SANEPAR opção de utilizar a água subterrânea em detrimento da superficial se deve ao fato da maior qualidade da primeira, diminuindo os custos com tratamento e também pelo fato de que a utilização da água superficial implica no pagamento de taxas à COPEL.

Os dados do boletim da SANEPAR indicam um volume retirado do rio (volume aduzido) bastante variável, em torno de 1000 a 4000 m³ diários, ou seja, um máximo diário de 46,3 L/s. Já o volume retirado dos poços oscila entre 3000m³ a 5000m³. Assim, é produzido na ETA um volume total médio 6.500 m³ diários. Considerando-se um gasto

unitário médio de 250 L/pessoa/dia, pode-se concluir que esta ETA poderia abastecer, em média, uma população de 26.000 pessoas.

Devido ao aproveitamento das águas do rio Capivari para fins energéticos, qualquer utilização para abastecimento deve ser negociada com a COPEL para o devido ressarcimento. Há cogitação de aproveitamento das águas para abastecimento pela transposição de aproximadamente 1000 L/s, das águas da represa do Capivari para a bacia do Irai (ANDREOLLI et al., 1999).

4.1.2. Cartas e boletins utilizados no trabalho

4.1.2.1. Para avaliação da qualidade de água

Boletim mensal de tratamento de água SANEPAR

Meses: outubro de 86 a novembro de 87, excetuando o mês de março, e de janeiro a dezembro dos anos de 1998, 1999 e 2000, totalizando 49 boletins.

Laudo de resultados bacteriológicos da água “in natura”

Dados numéricos de coliformes fecais e totais.

Foram analisados 68 laudos entre 97, 98 e 99

Dados pluviométricos diários da estação de Colombo /SUDERHSA

Código DNAEE: 02549090

Latitude: 25° 17', Longitude: 49° 14', altitude: 977 m

Anos utilizados 1986/87, 98, 99 e 2000

Dados pluviométricos diários da estação de Bocaiúva do Sul /SUDERHSA

Código DNAEE: 02549051

Latitude: 25° 12' S; Longitude 49° 07' W; altitude: 980 m

Anos utilizados 1986/87, 98, 99 e 2000

Dados pluviométricos diários da estação Várzea do Capivari / SUDERHSA

Código DNAEE: 02549108

Latitude: 25°25'S, longitude 49°09'W; altitude : 970 m

Anos utilizados: 98 e 99

Dados diários de vazão da Chácara da Luz

Código DNAEE: 8129100

Coordenadas 25000 S e 49000 W.

Anos utilizados: 97, 98 e 99, exceto março de 1999.

4.1.2.2. Para análise cartográfica e reconhecimento da área

Carta planialtimétrica da Região Metropolitana de Curitiba

Levantamento aerofotogramétrico escala 1:50. 000

Folhas: SG 22X D I-4, SG 22X DI-2, SG 22X DI-3, SG 22X DI-1.

COMEC 1976

Carta planialtimétrica da Região Metropolitana de Curitiba

Levantamento aerofotogramétrico escala 1:20. 000

Folhas: A 90; A 92; A93; A 96; A 100; A 103; A 106.

COMEC 1976

Carta de Uso e Ocupação da terra

Convênio COPEL/ITC/FUPEF/COMEC, 1986

Levantamento aerofotogramétrico escala 1:20. 000

Folhas: A 90; A 92; A93; A 96; A 100; A 103; A 106.

Mapa geológico:

Projeto Leste do Paraná

Convênio DNPM-BADEP-UFPR Relatório Final, folha CURITIBA (Sg 22-X D I) 1977 escala 1:100. 000

Carta geológica do Projeto Karst – Mapa Geológico Estrutural; Escala 1:20. 000

Institut Joanneum Research/ SUDERHSA / SANEPAR / UFPR / COMEC

97/98

Fotos aéreas pancromáticas

Projeto Paraná; Quadricula SG 22-X-D-I; escala aproximada 1:25.000; AEROSUL

Faixas utilizadas: 51145 a 51148; 54723 a 54730; 511195 a 51198; 51125 a 51132.

Ano 1980

Fotos aéreas pancromáticas

1ª DL; escala 1:60.000; faixas 04 (168,169,170,171); 03 (117,118,119,120). Abril de 1996

Todas também em formato digital

Imagem de satélite

LANDSAT TM 7 de 07/03/2001

Canais 5R, 4G e 3B

UTM em SAD 69

4.2. MÉTODOS

LIBAULT (1971)¹⁰ citado por ROSS (1991), apresentou uma metodologia genérica e, portanto aplicável a diferentes segmentos de pesquisa. A proposta é designada pelo título “os quatro níveis da pesquisa geográfica” e apresenta uma aplicação mais ajustada para dados de natureza numérica que possam se traduzidos em gráficos e tabelas. Os níveis são os seguintes: compilatório, correlativo, semântico e normativo, sendo desenvolvidos normalmente nesta mesma seqüência.

O nível compilatório se refere a uma fase de levantamento e outra de seleção das informações. No nível correlativo se correspondem informações homogêneas; no nível semântico há interpretação dos dados selecionados e correlacionados nas etapas anteriores e finalmente, no nível normativo, o produto da pesquisa se transforma em modelo representado por cartogramas simples ou gráficos que traduzem, de forma visual, o produto da pesquisa.

Descrição geral do método

O método deste trabalho se desenvolveu basicamente em três etapas principais (FIGURA 28). A primeira foi organizada em torno das possíveis alterações de valores de parâmetros de qualidade de água do Rio Capivari, na seção de controle, comparando dados quantitativos numéricos dos anos de 1986 e 1987, aqui denominada “série 86/87”, aos dados dos anos mais recentes de 1998, 1999 e 2000, denominada “série de 98 a 2000”.

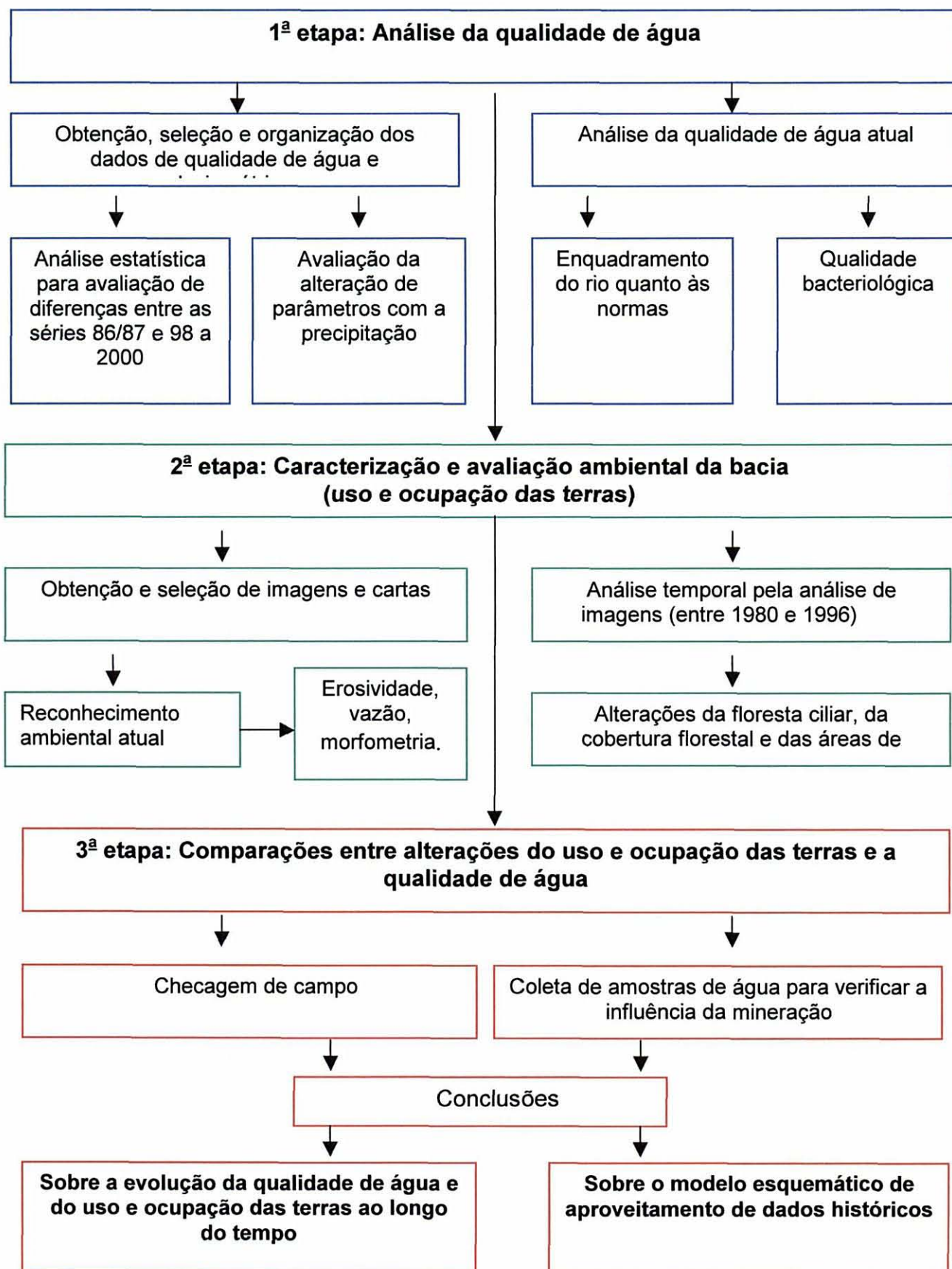
Uma vez encontradas diferenças entre as séries, seguiu-se à segunda etapa, com uma análise ambiental mais detalhada da bacia, principalmente quanto aos parâmetros possivelmente relacionados às alterações na qualidade de água. Isto foi efetuado em duas abordagens: atual e temporal. Na abordagem temporal foi realizada uma avaliação do uso e ocupação das terras da bacia nos anos de 1986 e 1987 e outra próximo ao ano 2000. A avaliação temporal envolveu basicamente a análise de imagens.

Numa terceira etapa, relacionou-se o uso e ocupação das terras com a qualidade de água, ou seja, os resultados da primeira com os da segunda etapa. Checagens de campo foram efetuadas e nestas foram coletadas amostras de água.

O esquema do método utilizado será descrito detalhadamente. Pode-se notar que os quatro níveis de pesquisa propostos por LIBAULT foram utilizados neste método. Assim, as etapas 1 e 2 deste trabalho se referem aos níveis compilatórios e correlativos e a etapa 3, aos níveis semânticos e normativos.

¹⁰ Libault, A. Os quatro níveis de pesquisa geográfica. In: Métodos em questão, 1 GEOG-USP, São Paulo, 1971.

FIGURA 28 - ESQUEMA DO MÉTODO UTILIZADO



As técnicas operacionais utilizadas se basearam, principalmente na aplicação da análise estatística para os dados de parâmetros de qualidade de água, na classificação e interpretação da imagem de satélite e na interpretação de fotos aéreas.

4.2.1. 1ª etapa: Comparação entre qualidade de água da série de 86/87 e a de 98 a 2000.

Esta primeira etapa envolveu a obtenção, organização, digitalização e tabulação de valores numéricos de alguns parâmetros de qualidade de água, comuns às duas séries estudadas. Feito isto, buscou-se, através de tratamento estatístico adequado, diferenças significativas entre os valores nas duas séries.

Decidiu-se trabalhar com duas planilhas diferentes: dias com precipitação pluviométrica e dias sem precipitação pluviométrica, a fim de isolar a influência de períodos chuvosos e de períodos secos, no comportamento dos parâmetros de qualidade de água.

Isto foi necessário, pois como visto na Revisão Bibliográfica, e observado nos dados obtidos, nos períodos em que ocorre precipitação, a qualidade dos corpos d'água se altera fortemente, devido ao desencadeamento de processos erosivos.

4.2.1.1. Descrição, obtenção e seleção dos dados.

A ETA de São Dimas iniciou suas atividades em 1986. Assim, foram reunidos os boletins mensais desde outubro de 1986 a novembro de 1987, excetuando o mês de março, e os boletins referentes aos anos de 1998, 1999 e 2000. Os boletins posteriores a novembro de 1987, e o do mês de março do mesmo ano se encontram extraviados e provavelmente perdidos, não tendo sido localizados nem na ETA São Dimas, tampouco nos arquivos da SANEPAR.

Nestes boletins constam dados numéricos sobre vários parâmetros da água "in natura", decantada, filtrada e tratada, relacionados ao monitoramento e tratamento de água para abastecimento. Os dados coletados diariamente na ETA referentes à água "in natura" são: pH máximo e mínimo; cor máxima, mínima e média; turbidez máxima, mínima e média, alcalinidade, temperatura da água e do ar e outros mais específicos, tais como a avaliação do teor de ferro e manganês. Também constam nestes boletins, dados referentes ao tratamento da água, tais como: consumo de água na ETA e consumo de produtos químicos (sulfato de alumínio, cal, flúor).

Para alguns parâmetros, a coleta e análise são feitas diversas vezes ao dia. Isto ocorre de acordo com a necessidade da tomada de água "in natura" pela ETA, o que está em função da demanda. Enquanto a ETA está captando água, a água é analisada de hora em hora, sendo que, de acordo com informações da SANEPAR, nunca menos de 15 coletas e análises diárias de cada parâmetro são realizadas.

Os parâmetros comumente avaliados são: turbidez, cor, matéria orgânica, pH, alcalinidade e temperatura. Com todos os dados observados durante o dia, seleciona-se o valor mínimo diário, o valor máximo diário e também um médio, referente à média aritmética de todos os valores obtidos durante o dia, sendo estes três transcritos para o boletim.

Neste trabalho tentou-se utilizar o maior número de informações dos boletins que estivessem presentes nas duas séries estudadas. Entre os dados dos boletins, foram selecionados os seguintes parâmetros: turbidez máxima, mínima e média; cor máxima, mínima e média; matéria orgânica máxima; pH máximo e mínimo; alcalinidade máxima; temperatura máxima, média e mínima do ar e temperatura máxima, média e mínima da água.

Para todos os parâmetros escolhidos considerou-se somente os dados para a água "in natura", e não a decantada ou a filtrada, uma vez que o interesse é o de avaliar as condições naturais das águas do rio Capivari.

Quanto ao pH médio, utilizado neste trabalho, foi obtido pela média entre os pHs máximos e os mínimos diários.

Assim, foram selecionados dados referentes a 13 parâmetros de qualidade de água e mais 3 de temperatura do ar (máxima, mínima e média), para 387 dias da "série 86 / 87, e 1095 dias da "série de 98 a 2000" (365 dias cada ano). No total foram digitados, tabulados e analisados, aproximadamente 23.500 dados numéricos.

Considerando que não se fazem menos de 15 leituras diárias de todos os parâmetros considerados, a base de dados original, isto é de onde foram provenientes todos os dados, situa-se num montante em torno de 350.000 valores numéricos.

4.2.1.2. Dados pluviométricos

Os dados pluviométricos foram obtidos a partir de duas estações mais próximas da área: a de Colombo, código DNAEE: 02549090, e a de Bocaiúva do Sul, código DNAEE: 02549051. A localização destas estações pode ser visualizada na FIGURA 15.

Os dados médios diários de precipitação foram ponderados por uma adaptação do método de Thiessen, exemplificado por BELTRAME (1994), baseado na área de abrangência das estações em relação à área da bacia de estudo.

Assim, constatou-se que a estação de Bocaiúva exerce, em média, 59,17% de influência sobre os dados de precipitação, enquanto a estação de Colombo, 40,83%. Assim, multiplicando as precipitações médias mensais das duas estações respectivamente pelos fatores 0,59 e 0,41, e somando os resultados, obteve-se a precipitação diária média ponderada na bacia.

4.2.1.3. Análise estatística dos dados de qualidade de água

Foi utilizada a análise de variância (ANOVA), a qual consiste no ajuste do modelo $y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}$ sendo $i = 1, 2, 3, \dots, k$, e $j = 1, 2, 3, \dots, n_i$, ao conjunto de dados composto por n_i elementos de cada um dos níveis do fator. A variável aleatória y_{ij} é a resposta, α_i é o efeito fixo do i -ésimo nível de fator e ε_{ij} é o erro aleatório com distribuição Gaussiana, $\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$, ou seja, com média 0 e variância σ_ε^2 .

A ANOVA é usada para testar a hipótese nula $\mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu$ (média constante nos níveis do fator), sendo que as premissas básicas para aplicação da ANOVA é que os erros ε_{ij} sejam Gaussianos e que tenham a mesma variância σ_ε^2 . Quando isto não acontece há necessidade de aplicação de um procedimento não paramétrico. No caso de um único fator aplica-se o teste de Kruskal-Wallis.

Os estudos se iniciaram com a análise de variância (ANOVA) pelo programa Statgraphics 2, versão para MS-Windows 98, sendo que a série 86/87 e a de 98 a 2000 foram avaliadas, para os diferentes parâmetros selecionados. Ao todo, foram realizadas 35 vezes as análises da ANOVA, uma vez que dentre as 21 listadas algumas envolvem mais de um parâmetro analisado. Por exemplo: para avaliar a razão entre turbidez e precipitação, foram analisadas a turbidez média, mínima e máxima, configurando, portanto três análises.

A Análise compreende então:

- Um sumário estatístico em forma de tabela com a média, valor máximo e mínimo, variância e a avaliação da normalidade ou não dos dados através da análise dos padrões de simetria e Curtosis.
- A tabela da ANOVA propriamente dita com o teste f e valor p , o qual testa a hipótese das médias serem diferentes ao nível de 95%;
- O teste de COMPARAÇÃO MÚLTIPLA, o qual evidencia as diferenças entre as médias umas das outras e fornece a distância numérica entre elas, dando subsídios para confecção do gráfico de médias, sendo o teste utilizado o LSD.
- O teste de KRUSKAL –WALLIS, o qual testa a diferença das medianas, ao invés das médias e também dá subsídios para confecção de um gráfico em que se pode visualizar esta diferença.

Além disto, para os parâmetros que responderam favoravelmente apresentando diferenças significativas entre as duas séries e que apresentaram uma não normalidade nos dados, resíduos foram submetidos à análise, através do testes para normalidade e o teste

de adequação ao ajustamento, bem como um histograma de resíduos para visualização da frequência dos mesmos nestes dados.

Tratamento estatístico

Os dados de precipitação, já ponderados, foram alocados na mesma planilha do *logicial Excell*, aos dados dos parâmetros de água selecionados e os de temperatura, sendo ambos organizados dia a dia, para todos os meses do ano, em ordem cronológica. Um exemplo de uma destas planilhas pode ser visualizado no ANEXO 3.

De posse desta planilha mais complexa, iniciaram-se as análises estatísticas buscando encontrar diferenças na qualidade de água entre as séries, ou seja, a de 86/87 e a de 98 a 2000. A série de 98 a 2000 foi trabalhada de duas formas: de maneira conjunta, e também de forma individual, para cada ano em questão.

Na análise estatística, os anos 1986 e 1987, referentes à série 86/87, foi designada por **período 1**, os anos de 1998 a 2000, referentes à série 98 a 2000, por **período 2**, os anos 1998, 1999 e 2000 por **períodos 3, 4 e 5**, respectivamente. A separação dos anos da série de 98 a 2000 (1998, 1999 e 2000), ou seja, os períodos 3, 4 e 5, foi feita para, além de poder indicar anos atípicos ou com maiores alterações, poder indicar uma tendência evolutiva na alteração do parâmetro de qualidade de água.

Entretanto, neste trabalho a resposta considerada em termos de alteração significativa, foi somente entre a série 1 (período 1) e a série 2 (período 2).

Foram construídas duas planilhas diferentes: dias com precipitação e dias sem precipitação pluviométrica. Para a planilha com precipitação, selecionou-se todos os dias com precipitação superiores à 1mm, lembrando que, em se trabalhando com uma média ponderada, é comum haver precipitação menor que 1 mm, o que efetivamente é um volume muito baixo a ser considerado, uma vez que se refere a 1 dcm³, ou a 1 litro / m². Procurou-se estabelecer o limite da precipitação superior a 1 mm para obter um maior número de amostragem.

Apesar deste valor poder ser considerado muito baixo, observou-se através da análise de todos os dados, que precipitações a partir deste valor já repercutem na alteração dos dados analíticos referencialmente aos períodos sem precipitação. Isto pode ser atribuído ao fato de que os valores de precipitação representam uma média para a bacia, sendo que quando são registrados valores muito baixos eles devem corresponder à ausência de chuvas em certos setores e por outro lado a valores maiores mais efetivos em outros locais. Assim, valores próximos à 1 mm podem se relacionar a chuvas capazes de produzir efeitos erosivos e mobilização de materiais transportáveis em determinados ramos da rede de drenagem, influenciando nos valores detectados no exutório.

Para a planilha sem precipitação, foram descartados os dados numéricos referentes a dois dias seguidos após precipitações maiores que 1 mm, devido a um possível efeito residual do escoamento superficial sobre a qualidade de água.

Foram submetidos às análises estatísticas os seguintes índices e parâmetros listados abaixo, para os cinco períodos (86/87, 98, 99 e 2000, e a média entre 98, 99 e 2000):

1. Avaliação do índice “razão da turbidez por precipitação”, isto para a turbidez média, mínima e máxima;
2. Avaliação da turbidez em dias de precipitação, para turbidez máxima, mínima e média;
3. Avaliação da turbidez em dias sem precipitação para turbidez máxima, mínima e média;
4. Avaliação da diferença entre turbidez máxima e mínima todos os dias;
5. Avaliação da cor máxima, mínima e média em dias sem precipitação;
6. Avaliação da cor máxima, mínima e média em dias com precipitação;
7. Avaliação do índice “razão da cor por precipitação” para cor máxima, mínima e média;
8. Avaliação da diferença entre cor máxima e mínima para todos os dias;
9. Avaliação da matéria orgânica máxima dias sem precipitação;
10. Avaliação da matéria orgânica máxima dias com precipitação;
11. Avaliação do índice “matéria orgânica por precipitação”;
12. Avaliação da alcalinidade máxima em dias com precipitação
13. Avaliação da alcalinidade máxima em dias sem precipitação
14. Avaliação da alcalinidade máxima para todo o período, para todos os dias;
15. Avaliação da concentração hidrogeniônica para todos os dias;
16. Avaliação da concentração hidrogeniônica em dias com precipitação;
17. Avaliação da concentração hidrogeniônica em dias sem precipitação;
18. Avaliação do índice “amplitude térmica relativa” diária durante todo o ano;
19. Avaliação do índice “amplitude térmica relativa diária” para o inverno;
20. Avaliação do índice “amplitude térmica relativa diária” para o “verão”.
21. Avaliação da precipitação pluviométrica entre os períodos.

Estas análises foram realizadas com os dados numéricos **diários** e algumas observações devem ser ressaltadas. Apenas se trabalhou com a matéria orgânica máxima, pois, na série 86/87 somente houve a detecção desta matéria orgânica, diferentemente das séries atuais onde se detecta também a matéria orgânica mínima.

Para o pH, foi necessário deslogaritmizar os dados, antes de efetuar a análise estatística. Assim sendo, considerou-se o valor $1 / [H^+]$ ao invés de pH.

Quanto à avaliação da precipitação pluviométrica (item 21), foi analisada com intuito de verificar diferenças estatísticas entre os anos em questão, uma vez que um efeito diferenciado da pluviometria poderia condicionar uma alteração em alguns parâmetros.

Desenvolvimento e aplicação do índice “amplitude térmica relativa”.

Uma das influências da presença das florestas ciliares nas águas dos rios se refere à temperatura. Como visto na Revisão Bibliográfica, a presença de florestas ciliares favorece

o desenvolvimento de um meio aquático termicamente mais homeostático, oscilando menos em relação às variações diárias e até hebdomadárias na temperatura do ar.

Em geral, os trabalhos sobre este tema além de serem pouco freqüentes, são baseados nas observações da temperatura em termos absolutos ou relativos ao uso da terra. Na Revisão Bibliográfica foram citados os trabalhos de ARCOVA e CICCIO (1998), em Cunha, São Paulo, de NAKAMURA e DOKAI (1989) e de NAGASAKA e NAKAMURA (1999), no Japão.

Entretanto, o risco teórico em se trabalhar com temperaturas absolutas é muito grande, mesmo em longos intervalos, devido à variabilidade térmica sazonal e interanual. Há fenômenos cíclicos que podem colocar em dúvida a credibilidade dos dados obtidos. Além do mais, fatores tais como nebulosidade, transparência atmosférica e incidência de ventos podem gerar alterações no quadro de equilíbrio térmico das águas livres.

Considerando estes aspectos, foi desenvolvido o índice “amplitude térmica relativa” (ATR), baseado nos seguintes fatos:

- a) As oscilações da temperatura da água acompanham, em menores proporções, as oscilações da temperatura do ar, devido ao fenômeno da maior inércia térmica da água correspondente às diferenças entre o calor específico da água e do ar já relatadas;
- b) As florestas ciliares constituem uma espécie de anteparo refletivo, protegendo as águas da perda de calor por irradiação noturna na faixa eletromagnética do infravermelho térmico, e do aquecimento diurno através da incidência direta ou difusa dos raios solares nas faixas espectrais ótica e infravermelho médio e térmico.

Desta forma, o índice proposto leva em consideração a amplitude térmica do ar e da água diariamente e sua aplicação foi possível por haver dados diários das temperaturas mínimas e máximas do ar, bem como da água, ambas tomadas na ETA de São Dimas. A fórmula 13 ilustra a fórmula desenvolvida.

$$\text{ATR: } (T_{\text{max ar}} - T_{\text{min ar}}) + 1 / (T_{\text{max água}} - T_{\text{min água}}) + 1 \dots\dots\dots (13)$$

Assim, da temperatura máxima diária do ar ($T_{\text{max ar}}$) foi subtraída a temperatura mínima diária do ar ($T_{\text{min ar}}$), sendo o valor resultante dividido pela diferença entre temperatura diária máxima da água ($T_{\text{max água}}$) e a temperatura diária mínima da água ($T_{\text{min água}}$). Optou-se por somar 1 ao numerador e também ao denominador para evitar resultados fracionados múltiplos.

A interpretação do resultado é a seguinte: quanto maior o valor da razão, maior a diferença entre a amplitude térmica do ar em relação à da água, ou seja, mais vagarosa é a

resposta de variação térmica da água, o que pode evidenciar uma maior homeostase no sistema térmico hídrico, provavelmente devido à maior cobertura representada pela floresta ciliar e seus efeitos correlatos.

Exemplificando, quando o resultado da fórmula for maior que 1, a temperatura da água pouco oscila com a alteração da temperatura do ar, quando igual ou próximo de uma unidade, a temperatura da água reflete a temperatura do ar.

Nesta análise, foram três basicamente os períodos considerados: todo o ano, isto é, todos os meses do ano, os meses de inverno e os meses de “verão”. Para o inverno foram considerados os meses 5, 6, 7, 8 e 9, ou seja, de maio a setembro, isto é, o período centrado no solstício de inverno quando, em média, predominam os processos de irradiação noturna e perda térmica. Para os meses de verão foram considerados os meses de 11, 12, 1 e 2, ou seja, de novembro a fevereiro centrados no solstício de verão, quando predominam, em média, os processos de radiação solar e aquecimento. O mês de março não foi considerado devido à falta de dados deste mês para 1987, conforme exposto anteriormente, e por este mesmo motivo a palavra verão foi colocada entre aspas.

4.2.1.4. Análise da influência da precipitação na alteração dos valores médios

Na Revisão Bibliográfica tornou-se evidente a influência da precipitação na alteração da qualidade da água. Observações preliminares dos dados evidenciaram estas mudanças e por isto eles foram separados e analisados em períodos com e sem precipitação e submetidos à análise estatística, conforme descrito no item **Tratamento estatístico**.

Os parâmetros que apresentaram diferenças significativas entre as séries, apresentados no ANEXO 7, foram ainda comparados, em seus valores médios, com e sem o evento da precipitação, isto dentro de uma mesma série. Por exemplo, os dados de turbidez média de 86/87, foram comparados entre os períodos de precipitação e os períodos sem precipitação.

Isto foi feito para verificar se, em termos relativos, os eventos de precipitação alteraram mais a qualidade de água nos anos de 1986/1987 em relação aos anos de 1998 a 2000 e vice-versa.

Para facilidade de visualização dos resultados, foram calculadas as alterações percentuais dos parâmetros. Os resultados foram apresentados em tabelas e gráficos.

4.2.1.5. Diagnóstico da qualidade de água atual

Enquadramento quanto às normas CONAMA nº 20 / 86 e em relação à outros rios

Depois de obtidas as médias dos valores dos parâmetros da água “in natura”, da série de 98 a 2000, estas foram avaliadas quanto às normas do CONAMA nº 20 / 86 (1992), alocando o rio Capivari nas classes correspondentes e de acordo com a Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde.

Qualidade bacteriológica: coliformes totais e fecais

Durante os anos de 1997, 1998 e 1999, (mais especificamente, iniciando em 13/10/97 à 01/12/99), a SANEPAR coletou amostras de água “in natura” do rio Capivari, na seção de controle de São Dimas, para controle qualitativo interno, a fim de compor o laudo de resultados bacteriológicos. Nestes laudos, estão presentes: números de coliformes totais e fecais além da turbidez, pH e cor. Esta amostragem, em número de 68, foi submetida à análise estatística descritiva, obtendo-se a média, mediana, desvio padrão, bem assinalados os mais baixos e os mais altos valores encontrados.

As avaliações de coliformes em períodos anteriores aos citados não foram encontradas nos arquivos da SANEPAR.

Temperatura da água

Com os dados diários de temperatura da água e do ar foram compostas tabelas e gráficos a fim de caracterizar o regime térmico do ar e fluvial.

4.2.2. 2ª etapa: Caracterização e avaliação ambiental da bacia

Uma vez identificadas diferenças entre as séries, segue-se à segunda etapa com o objetivo de caracterizar e analisar ambientalmente e de forma circunstanciada, a bacia hidrográfica. Foram focalizados aspectos que poderiam estar mais relacionados aos parâmetros de qualidade de água que se alteraram nestes anos.

4.2.2.1. Avaliação atual – análise morfológica e hidrológica

Subdivisão e descrição das sub-bacias do Alto Capivari

Uma vez reconhecido o ponto no rio Capivari que seria considerado o exutório da bacia, no caso a ETA de São Dimas, o primeiro passo foi delimitar e quantificar a área de

contribuição, localizando os divisores de água e a rede de drenagem dos tributários. Assim foi composta a “Carta de Hidrografia e Drenagem”, baseada em mapa planialtimétrico de escala 1:20.000 e em fotos aéreas pancromáticas, escala aproximada de 1:25.000.

O uso de fotos aéreas foi indispensável para uma delimitação correta da drenagem, em face da dificuldade de se trabalhar em áreas de carste, onde a drenagem nem sempre é facilmente reconhecível devido aos sumidouros e cavernas. Além disto, as cartas da COMEC normalmente em escala 1:20.000 e 1:10.000, não mostram claramente os rios, sendo que o problema se agrava ainda mais na versão digital destas cartas.

A bacia do Alto Capivari foi dividida em duas sub-bacias, a do Bacaetava e a do Capivari, e posteriormente estas foram subdivididas em cinco sub-bacias, descritas quanto as características de altitude, ordem dos rios, geológicas, e de uso e ocupação da terra.

Caracterização morfométrica

A caracterização morfométrica das bacias foi estimada de forma individual para cada uma das 10 sub-bacias a título de comparação e de melhor compreender a área, e seguindo os método proposto por VILLELA; MATTOS (1975) e CHRISTOFOLETTI (1980), vistos na Revisão Bibliográfica.

Foram obtidas as seguintes características: área, perímetro, densidade de drenagem, coeficiente de compacidade, comprimento do rio principal, índice de sinuosidade e extensão média do escoamento superficial.

Análise da drenagem e geomorfologia relacionada ao substrato

Aspectos da rede drenagem em termos de caracterização foram estudados e relacionados ao substrato geológico. O mesmo ocorreu com a análise sumária da geomorfologia. Foram realizados dois cortes transversais e traçado o perfil longitudinal do rio Capivari para melhor visualização da área.

Coeficiente de escoamento

A área total drenada até o ponto da medição de vazão, foi obtida somando-se a área da bacia do Alto Capivari à área adicional de 1 km^2 , referente à área drenada até a Chácara da Luz, a qual dista 200 metros a jusante da ETA de São Dimas, como mostra a FIGURA 15. Isto resultou na área total de $126,19 \text{ km}^2$ ($125,19 + 1 \text{ km}^2$).

De posse do montante da precipitação total anual, da vazão média anual da bacia e da área da bacia, obtiveram-se, para estes três anos: a porcentagem de escoamento anual,

a relação “escoamento médio anual pela precipitação anual” e a vazão específica ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$).

O **escoamento médio anual** foi estimado obtendo-se o volume médio precipitado durante um ano na bacia e a vazão da bacia. O volume precipitado (V) foi obtido pela fórmula:

$$V(\text{m}^3) = A (\text{Km}^2) \times 10^6 \times P (\text{mm}) \times 10^{-3} \dots\dots\dots(14)$$

Onde A é a área da bacia e P a precipitação em mm.

A vazão total anual (Qa) para 1997 foi obtida pela seguinte fórmula:

$$Qa (\text{m}^3) = Qm \text{ anual } (\text{m}^3/\text{s}) \times 3600 \times 24 \times 365 \dots\dots\dots(15)$$

Ou seja, Qm é a vazão média anual multiplicada pelo número de dias de um ano, horas de um dia e segundos de uma hora.

Assim, o **escoamento médio anual ou coeficiente de escoamento** (em %), pode ser obtido através de uma regra de três simples.

$$Qm = Qa \times 100 / V \dots\dots\dots(16)$$

Onde Qa é a vazão anual, e V é o volume precipitado durante um ano na bacia.

Índice de erosividade

De posse dos dados pluviométricos, obtidos pela média ponderada das duas estações (Colombo e Bocaiúva do Sul), foi calculada a precipitação média mensal e a precipitação total anual para 1987, 1998, 1999 e 2000. A partir destes dados, foi feito o cálculo da erosividade para verificar se haveria uma possível alteração na erosividade das chuvas, entre a série 86/87 e a de 98 a 2000. Isto poderia interferir na interpretação dos resultados encontrados. A fórmula utilizada foi:

$$E = 6,886 (R^2/P)^{0.85} \dots\dots\dots(2), \text{ sendo:}$$

E= média mensal do índice de erosão (t/ha.mm/h)

R^2 = precipitação média mensal em mm elevada ao quadrado

P= precipitação média anual (mm)

Visitas a campo

Como afirmou GODRON (1999), um renomado ecólogo francês: *"ecologia se aprende com os pés"*. Assim, foram feitas várias visitas a campo. Elas tiveram como finalidade: tomar conhecimento da ETA (Estação de Tratamento de Água) de São Dimas, fazer reconhecimento da drenagem; avaliar visualmente o uso e ocupação das terras, especificamente, as florestas ciliares e as áreas de mineração.

Em todas as visitas procurou-se fotografar aspectos de interesse para a tese, bem como entrevistar agricultores e moradores da área rural, além de técnicos com atividades desenvolvidas na bacia.

4.2.2.2. Avaliação temporal – análise do uso e ocupação das terras

Desde a tomada de conhecimento das alterações ocorridas na qualidade da água entre as séries estudadas, buscou-se resposta no meio físico para se compreender o motivo destas alterações. Como os parâmetros que se alteraram poderiam ser consequência de uma mudança no uso e ocupação das terras e de alteração em termos de expansão ou retração nas florestas ciliares, ou ainda da expansão da atividade de mineração, estes três aspectos foram estudados de forma mais aprofundada.

Uso e ocupação das terras

Quanto à carta de uso e ocupação das terras, relativo à série 86/87, isto é, contemporânea aos anos de 1986 e 1987, como existe um mapeamento já realizado justamente nesta época (COPEL et al., 1986), cartografado sobre base de fotos aéreas da cobertura ITC-PR de 1980, escala 1:20.000, em formato não digital, optou-se por utilizar os dados deste trabalho (FIGURA 23).

Entretanto, para isto foi necessário compor quatro cartas em escala 1:25.000, pertinentes à área da bacia, onde a mesma foi delimitada, *"escaneada"*, digitalizada no logicial cartográfico *"Free Hand"* e georeferenciada, para futuras comparações cartográficas, em *AutoCad 14*. Além disso, suas tipologias foram quantificadas em termos de áreas de recobrimento.

Devido ao reduzido tamanho de área das tipologias *"floresta com araucária"* e *"floresta sem araucária"* tornou-se necessário introduzir uma pequena adaptação na legenda da carta de uso. Decidiu-se unir ambas as tipologias em *"florestas"*. Mesmo porque, elas cumprem a mesma função quanto à proteção dos solos e das águas correntes, conforme é o objetivo do estudo deste trabalho.

Quanto à carta de uso e ocupação das terras contemporânea da série de 1998 a 2000, a ser apresentada (FIGURA 64), optou-se por esquematizar um tratamento para um subquadrante de imagem georeferenciada em SAD-69 da cena 220-78 do satélite LANDSAT 7 TM, de 07 de março de 2001.

Os canais selecionados foram: 3, 4 e 5, correspondentes respectivamente à faixa espectral da cor vermelho, e as seguintes faixas do infravermelho ótico: curto e médio. Tratando-se de uma de imagem de final de verão, a biomassa verde sobre o terreno atinge seu valor máximo, recobrando praticamente todos os solos não artificializados em grau maior (isto é, com erradicação completa de cobertura vegetal clorofilianamente ativa).

Nestes casos, as variações espectrais se restringem às modulações de refletância pelos diversos tipos de vegetação e seus respectivos estados fenológicos, que representam intervalos de variação normalmente limitados.

Outra modulação de nível de resposta espectral é devida ao relevo mais ou menos exposto ao quadrante NE sob incidência direta do sol matinal, durante o horário de imageamento, em torno de 09:30h, horário local, produzindo efeitos de sombra e penumbra.

Assim, foi necessário num primeiro passo aumentar o contraste de cada canal para uma melhor visualização de alvos. A operação de realce realizada “contrast stretch”, visa aumentar o intervalo dinâmico de resposta espectral de alvos para ampliarem a variação digital possível no campo da imagem codificada em 2^8 ou 256 níveis de cinza.

O método classificatório escolhido foi o de “Mahalanobis”, tendo em vista suas potencialidades de uso, facilitando assim a comparação com resultados que venham a ser obtidos por outros autores. A classificação supervisionada (assistida) pela distância de “Mahalanobis” utiliza um classificador que aplica a estatística para cada classe (RICHARDS, 1994).

O método é semelhante ao muito utilizado da “Máxima Verossimilhança” porém assume que as covariâncias de todas as classes são iguais, sendo assim um método mais rápido. Todos os pixels ou pontos elementares da imagem, são classificados em relação ao conjunto de áreas de treinamento representativas de cada classe de uso. Isto salvo se tivesse sido especificado um valor limiar que poderia ter deixado alguns pixels sem classificação, caso eles não atingissem o referido limiar.

A classificação se iniciou pela delimitação e incorporação de áreas de coberturas de solo conhecidas, procurando sempre adquirir um número estatisticamente representativo e significativo de pixels de cada classe. A imagem classificada resultante foi transferida para o programa *ArcView* 3.2 tendo em vista a facilidade de incorporação de dados raster e manipulação de arquivos vetoriais neste programa. Os resultados numéricos foram transferidos para matrizes do *EXCEL* para posterior análise.

Floresta ciliar

Para análise da floresta ciliar foram utilizadas somente fotos aéreas. As fotos aéreas de 1980 e de 1996 foram selecionadas por constituírem as mais próximas das datas das séries estudadas (série 86/87 e série de 98 a 2000).

Para 1980, a floresta ciliar, foi composta sobre a carta da rede de drenagem, anteriormente mapeada em escala 1: 20.000, observando fotos aéreas de 1980, em escala 1:25.000, sob auxílio de estereoscopia. Somente foram mapeadas as margens florestadas com extensão maiores de 20 metros (aproximadamente 1 mm nas fotos aéreas), ao longo dos canais de drenagem e não somente para os rios.

Deve-se observar que foram considerados como floresta ciliar todas as formações de porte arbóreo ao lado dos rios, independentemente de constituírem reflorestamentos ou florestas naturais.

Para 1996, devido à pequena escala das fotos-aéreas (1:60.000) o método utilizado foi diferente, uma vez que seria impossível uma precisão de 20 metros nesta escala. Assim, os mesmos canais de drenagem já delimitados na carta de rede de drenagem, foram localizados nas fotos aéreas sob auxílio de estereoscopia e demarcados. Posteriormente, de posse destas mesmas fotos em formato digital ampliadas em grau máximo, a rede de drenagem previamente demarcada, foi localizada. Assim, orientando-se pelo uso do solo e feições da drenagem nas fotos, foram delimitados os trechos de floresta ciliar, de aproximadamente 20 metros de largura na carta de hidrografia e drenagem.

A extensão de floresta ciliar foi dimensionada para as duas épocas em todas as bacias e sub-bacias, bem como foram totalizados os números de fragmentos florestais ciliares. Com estes dados, foram elaborados e aplicados dois índices: o de densidade de floresta ciliar, e o de tamanho médio dos fragmentos florestais de floresta ciliar.

O índice de densidade de floresta ciliar (DFC) foi obtido da seguinte forma:

$$DFC: (Cfc / Cd) / 2 \dots\dots\dots (17)$$

Assim, dividiu-se o comprimento total de floresta ciliar (Cfc), em quilômetros, e totalizados para ambas as margens, pelo comprimento total dos canais de drenagem também em quilômetros (Cd), sendo o resultado dividido por dois, uma vez que cada trecho deve estar protegido por florestas nos dois lados das margens.

Neste índice, quanto maior o valor da razão, mais protegidos estarão os canais de drenagem, sendo 1 (um) o valor ideal, onde todos os canais estariam cobertos por florestas ciliares.

NAGASAKA e NAKAMURA (1999), trabalharam com o número de fragmentos florestais de forma absoluta e temporal para avaliar a degradação das mesmas ao longo do tempo, conforme visto na Revisão Bibliográfica.

Neste trabalho, além da obtenção do número de fragmentos florestais ciliares, foi elaborado e aplicado um índice denominado de “comprimento médio dos fragmentos florestais” (CMF), obtido da seguinte forma: a extensão (comprimento) de floresta ciliar (Cfc), em quilômetros, foi dividida pelo número de fragmentos florestais (Nff) da floresta ciliar. Este índice é representado conforme indica a fórmula 18:

$$\text{CMF: } Cfc / Nff \dots\dots\dots (18)$$

Estes índices foram totalizados para todas as sub-bacias.

A obtenção do índice comprimento médio de fragmentos florestais é importante pelo fato de poder evidenciar uma tendência na bacia, quando analisado de forma temporal e associado ao índice anterior.

Exemplificando, numa perspectiva de análise temporal, para um mesmo valor de densidade de floresta ciliar, mantido ao longo de um determinado período de tempo, um valor mais alto do CMF pode indicar uma tendência a se reduzirem fragmentos florestais menores e aumentarem os maiores, podendo assim indicar um processo de cicatrização e retomada da floresta ciliar, ao longo da rede de drenagem, unindo fragmentos antes disjuntos.

Além da importância no contexto de uma análise temporal, pela facilidade de comparação e da riqueza de informações agregadas advindas de sua interpretação, ambos os índices podem ser bastante úteis na comparação entre bacias diferentes, conforme consta neste trabalho.

Estes índices poderiam assumir relevância também em estudos faunísticos e florísticos quando se trabalha no contexto da hipótese de áreas mínimas, de corredores biológicos e se estabelece um embasamento científico no âmbito da análise de paisagem, a exemplo dos trabalhos de FORMAN E GODRON (1986); FORMAN (1995) METZGER (1995). Entretanto apesar da simplicidade e grande utilidade do uso dos índices acima, nada semelhante foi encontrado em trabalhos consultados.

Áreas relacionadas à mineração

As áreas relacionadas à mineração foram identificadas, mapeadas e quantificadas nas fotos de 1980 e 1996. Além destas datas, analisou-se também as fotos de 1970 e a

imagem de satélite de 2001, para uma melhor compreensão da expansão da atividade na região.

Considerou-se a área afetada pela mineração como a área das pedreiras, frentes de lavras em atividade ou desativadas; áreas de rejeitos de minas, de instalação de beneficiamento de minerais, depósitos de calcário e áreas de fornos de calcário. Este agrupamento necessário pelo fato de todas elas constituírem superfícies de locais expostos e recobertos por calcário em fragmentos finos e pó de rocha em contato direto com o ambiente.

4.2.3. 3ª etapa: Relação entre uso e ocupação da terra e qualidade de água

Durante os levantamentos de campo foi realizada uma campanha de coleta de amostras de água entre os dias 28/10/2001 e 06/08/2002, totalizando 8 dias de amostragens, sendo que o local de coleta foi cuidadosamente estudado a fim de se verificar a influência das atividades relacionadas à mineração de calcário na qualidade de água (FIGURA 29).

As amostras de água do rio Capivari foram coletadas, catalogadas, acondicionadas em ambiente refrigerado e levadas para serem analisadas no LPH (Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas) da UFPR. As análises realizadas nas águas coletadas foram as seguintes: potencial hidrogeniônico, turbidez e condutividade elétrica. A temperatura foi medida no local de coleta. As análises foram efetuadas de acordo com a metodologia proposta por APHA, AWWA; WPVF. (1992), presentes no manual conhecido por "*Standard Methods*". A mesma utilizada nos laboratórios da SANEPAR.

Os pontos de coleta foram cuidadosamente selecionados, constituindo os seguintes: **ponto 1-** em frente a ETA de São Dimas, ou seja, o exutório da bacia; **ponto 2-** no rio Capivari, à montante da junção com o Bacaetava; **ponto 3-** a montante do ponto 1, e em torno de 200 metros à jusante da junção do Capivari com o Bacaetava; **ponto 4-** na rua Aranhas, à montante do ponto 3, sub-bacia do Bacaetava, **ponto 5-** localizado à oeste da Gruta do Bacaetava, no centro de localização das áreas de mineração de calcário; **ponto 6-** na sub-bacia do Campestre.

Assim, procurou-se localizar os pontos de coleta em áreas bastante diversas, tais como: sem influência de substrato calcário ou de mineração, caso dos **pontos 2 e 6**; áreas que apresentam misturas de águas tanto provenientes de locais com substrato calcário e de mineração, tanto de locais sem calcário, **pontos 1 e 3** e finalmente áreas de influência de calcário / mineração, **pontos 4 e 5**.

FIGURA 29: LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. 1ª ETAPA: COMPARAÇÃO ENTRE QUALIDADE DE ÁGUA DAS SÉRIES 86/87 E DE 98 A 2000

5.1.1 Análise Temporal

5.1.1.1 Interpretação dos resultados das análises estatísticas dos parâmetros de qualidade de água

De posse dos dados de qualidade de água e de precipitação digitalizados e tabulados, iniciou-se uma série de tentativas para determinar o método estatístico mais adequado, para avaliar as diferenças entre parâmetros de qualidade de água da série de dados de 86/87 e de 98 a 2000. Após muitas observações e alguns testes, a análise da ANOVA do logicial STATIGRAPHICS foi escolhida, se adequando favoravelmente ao trabalho.

Assim, como explicado em “método” foram selecionados e submetidos vários parâmetros de qualidade e índices à análise comparativa. No teste estatístico da hipótese de igualdade de parâmetros de locação, vários procedimentos são normalmente efetuados, tais como a análise de variância clássica com a obtenção da estatística f e valor p , a técnica de comparação múltipla, entre outros.

Entretanto, como todas as variáveis analisadas não apresentaram distribuição normal, houve a necessidade de se avaliar as diferenças entre os períodos, comparando a mediana e aplicando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Assim, a conclusão de cada análise foi feita testando-se a hipótese de igualdade de medianas, visualizada através do gráfico “Caixa e Bigodes” (*Box and Whisker Plot*).

A falta de uma distribuição normal, decorrente da alta dispersão nos dados é devido à variabilidade natural de uma bacia bastante artificializada associado a opção de se trabalhar com dados diários e não com dados médios semanais ou mensais.

Os períodos a que se referem estes testes foram os seguintes: os anos de 1986 e 1987, ou seja, outubro de 86 a novembro de 87, excetuando o mês de março de 87, designado na análise estatística como “período 1”. O período 2 se refere aos dados diários relativos aos anos de 1998 a 2000. O período 3 é referente aos dados diários de 1998, o período 4, aos de 1999 e o período 5 aos de 2000. Assim, no total foram analisados 5 períodos.

Para cada análise foram construídos 3 gráficos, o gráfico de médias, o histograma de frequência e a “Caixa de Bigodes”.

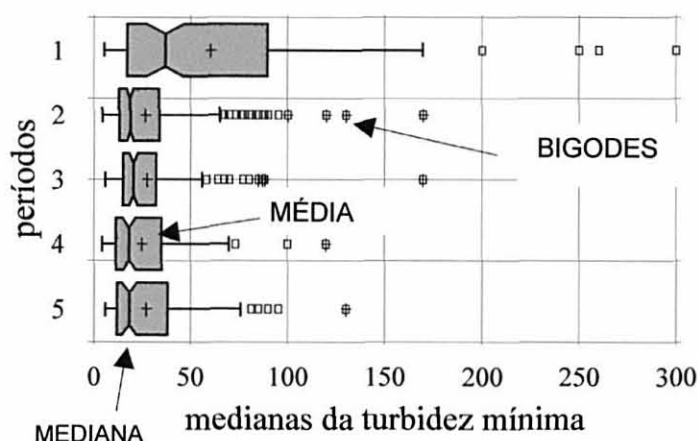
Estes gráficos devem ser interpretados da seguinte forma: o **Gráfico de médias** plota a média de cada variável e o intervalo correspondente ao parâmetro. As barras que não se sobrepõem apresentam diferenças entre as médias, barras que se sobrepõem não apresentam esta diferença, correspondendo então a uma região de variação comum.

Quanto ao histograma de freqüências, foi construído para a análise de resíduos. Ele mostra a não normalidade dos dados e divide o gráfico em conjuntos de intervalos que se sobrepõem e plota barras para cada intervalo. A altura de cada barra é proporcional ao número de observações que estão dentro do intervalo.

A opção gráfica **“Caixa e Bigodes”** (*Box and Whisker Plot*), constitui um sumário estatístico da presença de *outliers** os dados e a FIGURA 30 ilustra como se deve interpretar este gráfico.

FIGURA 30 - GRÁFICO “CAIXA E BIGODES”.

Caixa e Bigodes para medianas da turbidez mínima



A caixa central cobre 50% dos valores, estando o 1º e o 3º quartil nos lados das caixas. A linha vertical desenhada na caixa é a mediana, sendo que o comprimento do entalhe, representa 95% do intervalo de confiança da mediana. Os bigodes vão além dos valores mais altos e mais baixos. A cruz dentro da figura retangular representa o valor médio.

* Outliers: dados classificados à parte do lote principal revelando um valor muito diferente do padrão esperado.

Exemplificando, no gráfico da FIGURA 30, os períodos de 2 a 5 não são diferentes uma vez que os entalhes se sobrepõem, enquanto que o período 1 é diferente dos demais, pois o entalhe da caixa não se sobrepõe a nenhum outro.

As análises que apresentaram diferenças entre os períodos considerados

As análises que apresentaram diferenças significativas entre as séries 86/87 e a de 1998 a 2000, são apresentadas no ANEXO 7. A interpretação dos resultados foi feita pela comparação dos dados diários da série 86/87, designada na análise estatística como **período 1**, com a mediana do conjunto dos dados referentes aos anos de 1998, 1999 e 2000, designada como **período 2**.

Interpretação das análises dos parâmetros avaliados

Os seguintes parâmetros e índices apresentaram resultados positivos evidenciando diferenças significativas entre as medianas na série 1986/1987 e a de 1998/2000 (ver ANEXO 7):

- Turbidez mínima diária por precipitação pluviométrica diária;
- Turbidez mínima em dias com precipitação maior ou igual a 1 mm;
- Turbidez média em dias com precipitação maior ou igual a 1 mm;
- Concentração hidrogeniônica em todos os dias, isto é, com precipitação e sem precipitação;
- Alcalinidade máxima todos os dias;
- Alcalinidade máxima em dias de precipitação;
- Índice de amplitude térmica relativa para todo o ano;
- Índice de amplitude térmica relativa para o inverno;
- Índice de amplitude térmica relativa para o verão

A seguir, serão interpretados os índices que apresentaram diferenças significativas nas medianas entre as duas séries consideradas. Apesar dos resultados das análises estarem baseados na mediana, as médias dos resultados que foram significativos, serão também apresentadas, a título de ilustração e melhor compreensão das alterações que ocorreram na bacia.

Avaliação da turbidez

Avaliando os resultados do índice “**turbidez por precipitação**”, no gráfico “Caixa e Bigodes”, tem-se que a turbidez máxima por precipitação e a turbidez média por precipitação, não apresentaram diferenças significativas entre os períodos, mas sim a “**turbidez mínima por precipitação**”.

Verifica-se que a média deste índice para a série 86/87 foi de 6,3 UNT e para a série de 1998 a 2000 foi de 4,05 UNT. Assim, pode-se concluir que a turbidez mínima por precipitação é muito menor na série de 98 a 2000 como evidenciou o gráfico de médias e o gráfico de medianas.

Os valores referentes à “**turbidez mínima em dias de precipitação**” e à “**turbidez média em dias de precipitação**” são menores na série de 98 a 2000. A primeira apresentou uma média de aproximadamente 60 UNT na série 86/87, e uma média de 26 UNT, na série de 1998 a 2000, sendo que a mediana teve o comportamento semelhante, mas menos pronunciado. Observou-se que o valor máximo da turbidez mínima em dias de precipitação alcançou 300 UNT na série de 1986 a 1987, e 170 UNT na série de 1998 a 2000.

Quanto à “**turbidez média em dias de precipitação**” este comportamento se manteve, apresentando uma média de 69 UNT e um valor máximo de 402 UNT na série de 86/87, e uma média de 49 UNT, com um valor máximo de 202 UNT, na série de 1998 a 2000. A TABELA 10 e a FIGURA 31 ilustram estes valores.

TABELA 10 - VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS, MÁXIMOS DIÁRIOS E DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ MÍNIMA E MÉDIA (em UNT) EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E DA RAZÃO TURBIDEZ MÍNIMA POR PRECIPITAÇÃO NAS DUAS SÉRIES.

	Série 86/87				Série de 1998 a 2000			
	média	Valor máximo	Valor mínimo	Desvio padrão	média	Valor máximo	Valor mínimo	Desvio padrão
T mínima*	60,06	300	5,1	56,3	26,36	170	4,4	20,87
T média*	69,01	402,5	5,7	63,5	48,6	201,8	4,7	42,17
T mínima/pp	6,9	49,3	0,7	6,8	4,4	40,3	0,3	4,7

NOTA: * Em dias de precipitação maiores de 1mm

Para a turbidez máxima em períodos de precipitação, não foram observadas diferenças entre as séries quanto às médias e medianas. A possível causa desta falta de alteração poderia ser explicada pela seguinte hipótese: quando ocorrem chuvas concentradas, o rio extravasa seu leito de vazante, fluindo pelo leito menor e até pelo leito maior, carreando material inconsolidado (ver FIGURA 2, na Revisão Bibliográfica).

Este fato pode ser agravado pelas estradas não pavimentadas e localizadas ao lado do leito dos rios e que chegam a ter trechos totalmente tomados pelas águas quando em época de fortes precipitações. Ver FIGURAS 32 e 33.

Outro aspecto que deve ser levado em consideração é que os solos removidos ou instabilizados das pedreiras são carregados para corpos d'água quando ocorrem fortes precipitações.

FIGURA 31 - VALORES MÉDIOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ MÍNIMA POR PP E EM DIAS DE PP E TURBIDEZ MÉDIA EM DIAS DE PP, NAS SÉRIES DE 86/87 E DE 98 A 2000.

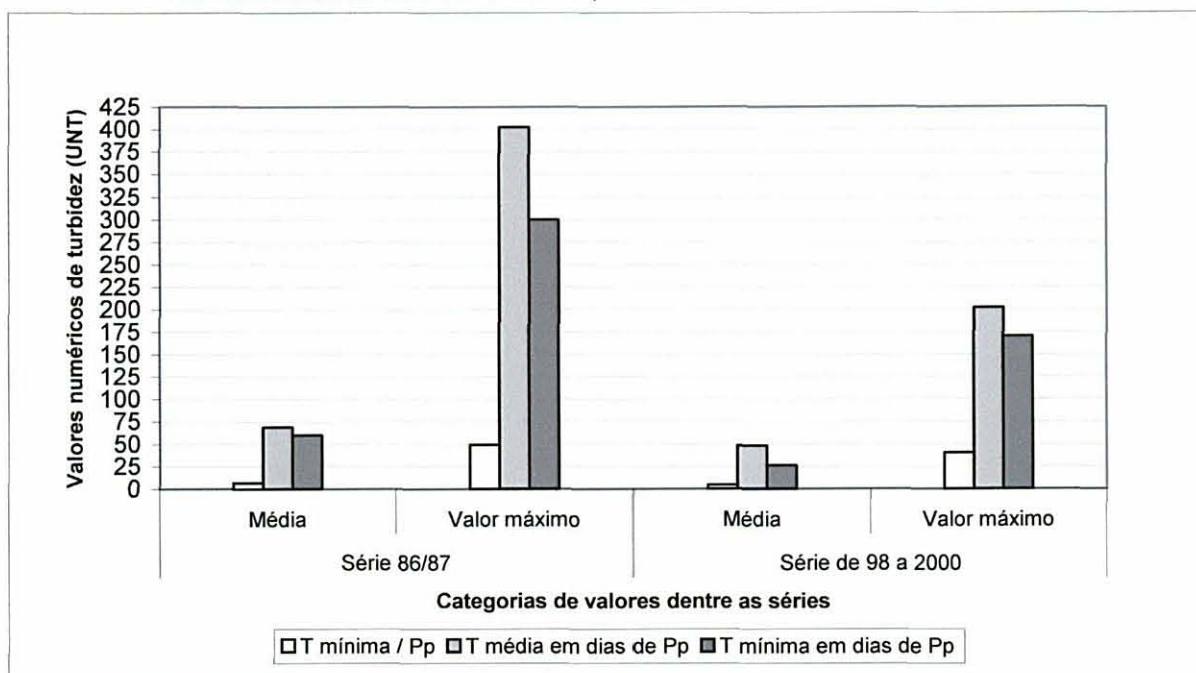


FIGURA 32 – ÔNIBUS EM TRÂNSITO PELA ESTRADA INVADIDA PELAS ÁGUAS DO RIO CAPIVARI

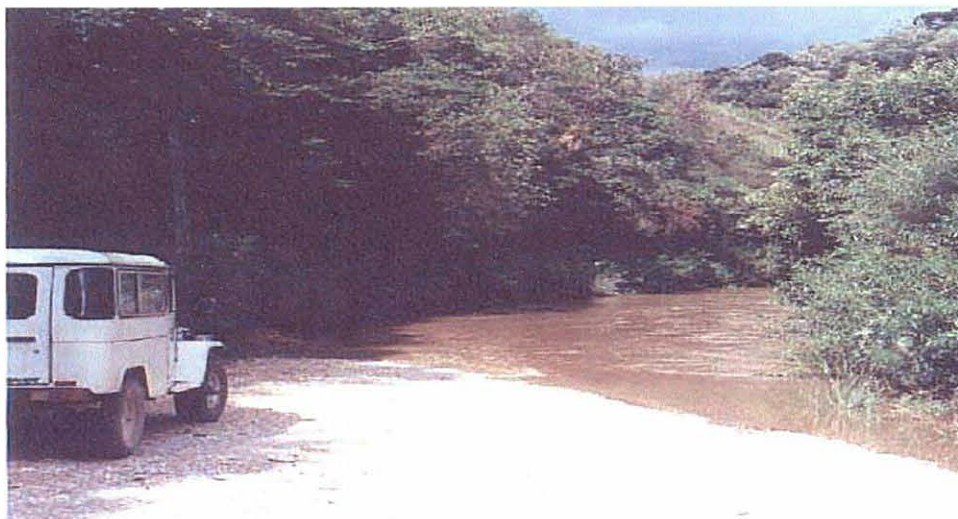


LOCAL: EM TORNO DE 200 METROS Á JUSANTE DA JUNÇÃO COM O RIO BACAETAVA

Quanto à avaliação da turbidez mínima, média e máxima em dias sem precipitação, apesar de apresentarem diferenças significativas entre alguns períodos, não foram tão evidentes as alterações entre as séries. Isto pode ser facilmente explicado uma vez que normalmente o que desencadeia o processo de turbidez é a precipitação. A turbidez em dias sem precipitação pode ser devida a emissões isoladas de poluentes, bombeamentos da

água das cavas de mineração e desbarrancamentos nas margens dos rios provocados por algum tipo de construção, movimento de terra, etc.

FIGURA 33 - EXTRAVASAMENTO DAS ÁGUAS DO LEITO DO RIO CAPIVARI PARA A ESTRADA



LOCAL: EM TORNO DE 200 METROS Á JUSANTE DA JUNÇÃO COM O RIO BACAETAVA

Assim, analisando a turbidez verifica-se que a turbidez mínima e média em dias de precipitação e a turbidez por precipitação apresentam valores significativamente menores na série de 98 a 2000 em relação à série 86/87. Outro fato relevante é que houve uma diminuição no valor do desvio padrão da série 86/87 para a série de 98 a 2000.

Esta diminuição na turbidez mínima e média pode ser um indicativo de uma maior proteção no estado de conservação de florestas ciliares bem como de um uso da terra mais adequado, resultando que, mesmo em dias de precipitação, os níveis médios e mínimos de turbidez sejam relativamente mais baixos.

Neste trabalho, a avaliação do estado de conservação das florestas ciliares e a da expansão das coberturas arbustivo-arbóreas podem estar relacionadas com estes fatos e serão tratadas nas etapas seguintes.

Índice “Amplitude térmica relativa da água”

Para avaliar o índice “amplitude térmica relativa da água” (AT), utilizou-se a formula 13, já relatada em “MÉTODO” (item 4.2.1.3):

$$AT: (T \text{ Max ar} - t \text{ min ar}) + 1 / (T \text{ Max água} - T \text{ min água}) + 1 \dots \dots \dots (13)$$

Ou seja, da temperatura máxima diária do ar foi subtraída a temperatura mínima diária do ar, sendo o valor resultante dividido pela diferença entre temperatura diária máxima da água e temperatura diária mínima da água.

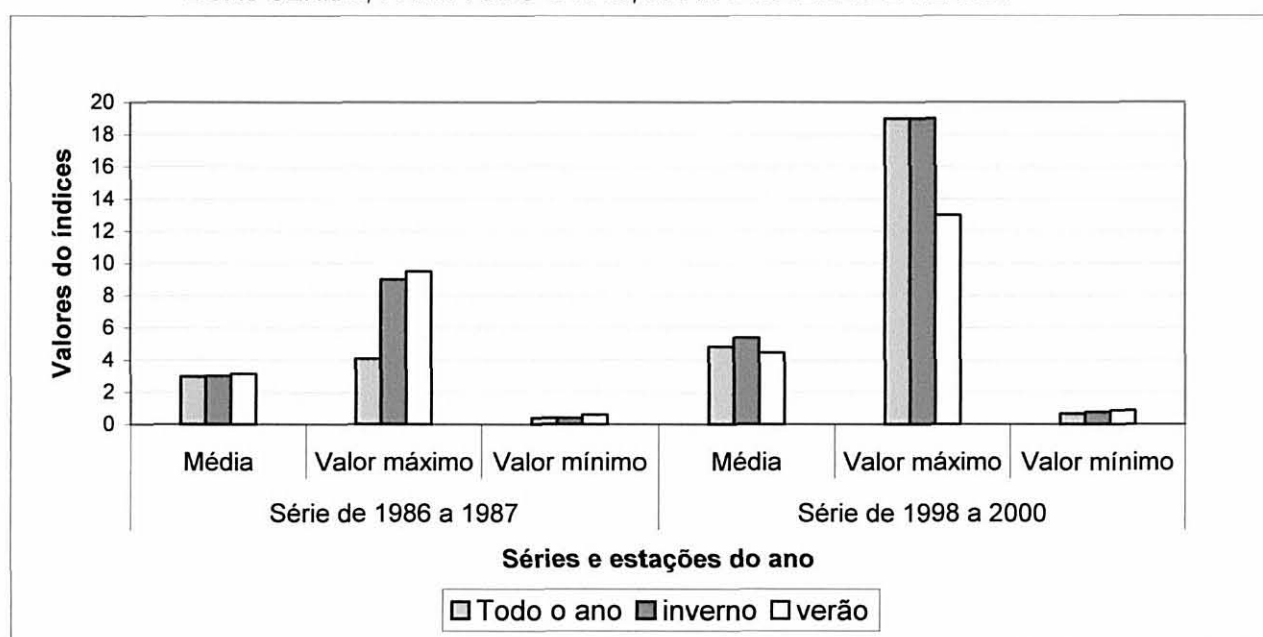
Nesta análise, quanto maior valor do índice, isto é, mais longe do valor 1, mais tamponado está o sistema aquático, oscilando menos com a temperatura do ar. A TABELA 11 ilustra os valores dos índices encontrados. Sua análise revela que todos os valores são menores para a série de 86/87 em relação à série de 1998 a 2000, o que pode ser visualizado no gráfico da FIGURA 34.

TABELA 11 - VALORES DOS ÍNDICES DE "AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA" PARA AS DUAS SÉRIES, PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO.

Índices	Série de 86/87			Série de 1998 a 2000		
	Média	V. máximo	V.mínimo.	Média	V. máximo	V. mínimo.
Todo o ano	2,97	4,07	0,4	4,84	19	0,66
Inverno	3,01	9,0	0,4	5,38	19	0,75
Verão	3,13	9,5	0,6	4,46	13	0,85

FONTE: Tabela montada com os dados do ANEXO 7

FIGURA 34 - VALORES MÉDIOS DO ÍNDICE "AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA" DIÁRIA PARA AS DUAS SÉRIES, PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO.

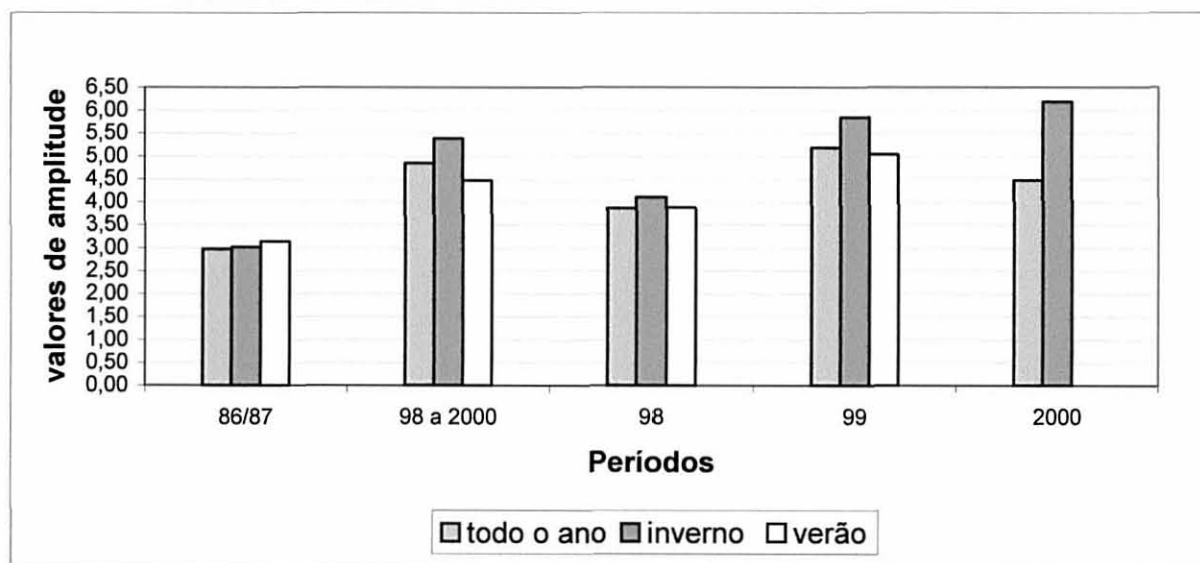


Assim, avaliando o período de um ano todo, isto é, considerando todos os dias, verifica-se que o valor do índice amplitude térmica relativa da série de 86/87 (período 1) foi **menor**, comparado à da série de 98 a 2000 e aos demais períodos. Quanto ao inverno e ao verão, o mesmo comportamento se manteve, evidenciando uma tendência a um ambiente mais “tamponado”, na série de 1998 a 2000, oscilando menos com a temperatura do ar.

Talvez esta tendência possa ser explicada por um crescimento ou expansão das florestas ciliares, no período médio de 12 anos que separam as duas séries. A redução dos valores do índice “amplitude térmica relativa”, juntamente com a diminuição dos valores da turbidez mínima, convergem para reforçar esta possibilidade. O estudo das fotos e imagens contribuiu para esclarecer esta questão, o que será visto mais adiante (item 5.2.2.2).

A FIGURA 35, montada a partir dos resultados das análises estatísticas do ANEXO 7, ilustra o resultado da aplicação da fórmula 13, para os períodos de 86/87, para a média de 98 a 2000 e de forma separada para os anos de 1998, 1999 e 2000.

FIGURA 35 - ÍNDICE “AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA” PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO NAS DUAS SÉRIES.

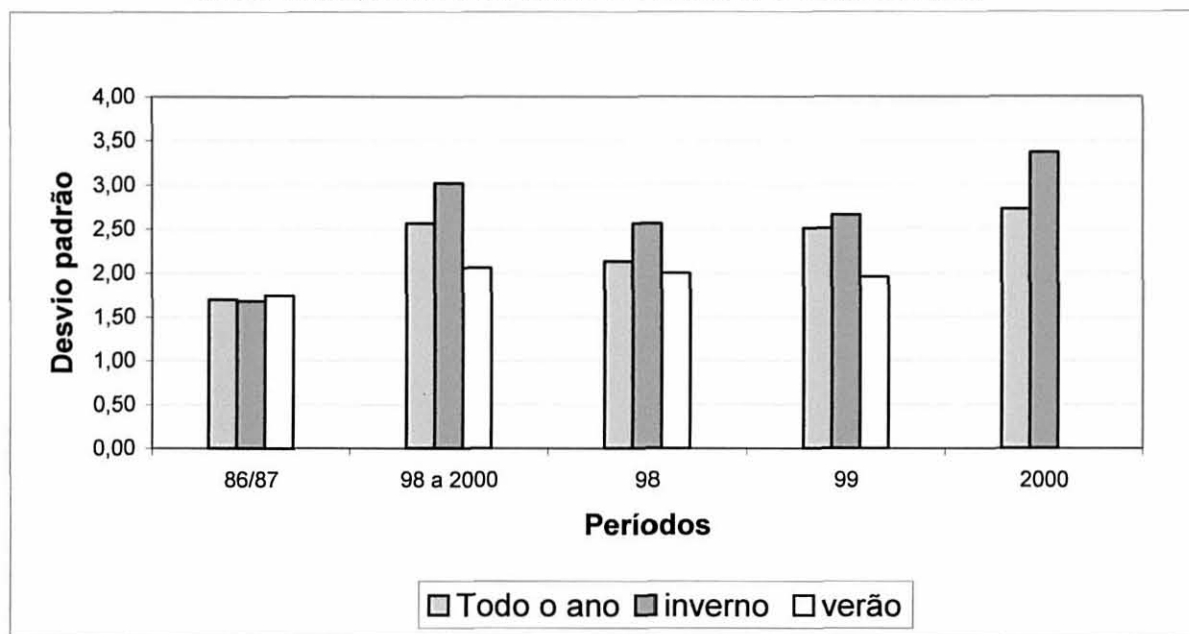


NOTA: Os anos de 1998 a 2000 constituem uma média entre os verões selecionados.

Ainda pode-se observar uma elevação do desvio padrão. Um exame mais detalhado dos dados climáticos leva a atribuir a uma redução da nebulosidade e melhor transparência atmosférica durante os anos de 1999 e 2000 e conseqüentemente maior atuação dos fenômenos de radiação solar direta e irradiação termal noturna. Assim, apesar do maior tamponamento do meio, ter-se-ia a influência de certos dias de coluna de ar mais seco e transparente concomitante ao fenômeno *La Niña*. A maior incidência de geadas, por

exemplo, durante estes anos justamente se correlaciona a esta mesma tendência. (L. E. MANTOVANI, info. Verbal).

FIGURA 36 - DESVIO PADRÃO DO ÍNDICE DE "AMPLITUDE TERMICA RELATIVA" DIÁRIA PARA TODO O ANO, PARA O INVERNO E VERÃO NAS DUAS SÉRIES.



Avaliação da alcalinidade

Quanto à alcalinidade, os resultados mostraram que para a **alcalinidade para todos os dias do ano**, isto é, dias com e dias sem precipitação, as respostas são bastante variadas entre os períodos, mas com tendência a uma elevação nos anos atuais. A média de 87,85 para o primeiro período (86/87) se elevou à média de 93,48, para o período 2, (média dos anos 98, 99 e 2000). Entretanto, analisando o gráfico "Caixa e Bigodes" (de medianas), no ANEXO 7, observa-se que o período 1 e o período 3 se sobrepõem, significando que não apresentam diferenças entre eles.

Analisando a **alcalinidade em dias de precipitação** maior de 1 mm, fica evidente a separação do primeiro período dos demais e também mostra uma tendência crescente de aumento da alcalinidade. A média de 75,83 no primeiro período passou para 86,69 no período 2, com um aumento de 15 % em praticamente 12 anos.

Outro aspecto importante a ser observado nestas duas análises é o da diminuição do desvio padrão nos anos mais recentes, evidenciando uma maior constância nestes valores mais elevados. A FIGURA 37 e a TABELA 12 ilustram este aspecto.

Ainda nesta TABELA 12, comparando a análise que envolve todos os dias, isto é com e sem precipitação, com a análise referente aos dias de precipitação, observa-se uma tendência da diminuição da alcalinidade em períodos de precipitação, comprovando o efeito de diluição, já relatado na Revisão Bibliográfica.

FIGURA 37 - VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS E MÁXIMOS DA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E EM TODOS OS DIAS, PARA AS DUAS SÉRIES.

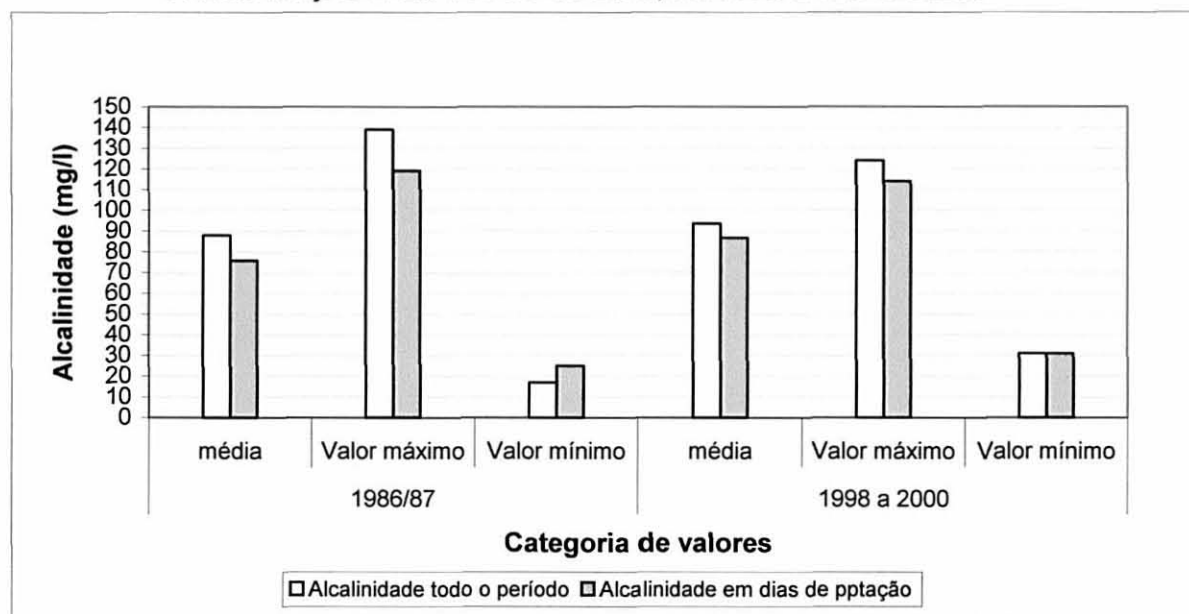


TABELA 12 - VALORES MÉDIOS, MÍNIMOS, MÁXIMOS E DESVIO PADRÃO PARA A ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO E EM TODOS OS DIAS, PARA AS DUAS SÉRIES.

	86/87				1998 a 2000			
	média	Valor máximo	Valor mínimo	Desvio padrão	média	Valor máximo	Valor mínimo	Desvio padrão
Alcalinidade todo o período	87,85	139	17,0	25,55	93,48	124	31	13,15
Alcalinidade em dias de pp	75,83	119	25	27,23	86,69	114	31	16,31

Para a alcalinidade em períodos sem precipitação não foram encontradas diferenças entre os anos não sendo observado uma tendência.

Assim, a partir de todas as análises referentes à alcalinidade, pode-se concluir que houve um aumento significativo na mesma, evidente em dias de precipitação, estando os valores da série de 98 a 2000, mais elevados e com menor dispersão, isto é com menor desvio padrão.

Concentração hidrogeniônica

A concentração hidrogeniônica média durante todos os dias, isto é, considerando dias com e sem precipitação, mostra uma forte diminuição, observada no gráfico de médias e também no gráfico “Caixa e Bigodes”. A média da concentração hidrogeniônica da série 86/87 (período 1), foi de $3,4048\text{E-}8$, o que equivale, convertendo para a escala logarítmica, ao pH de 7,47, enquanto que a média da série de 1998 a 2000 (período 2) foi de $8,10305\text{E-}9$ o que equivale a um pH de 8,09, ou seja, houve uma elevação média de mais de 0,5 ponto no pH.

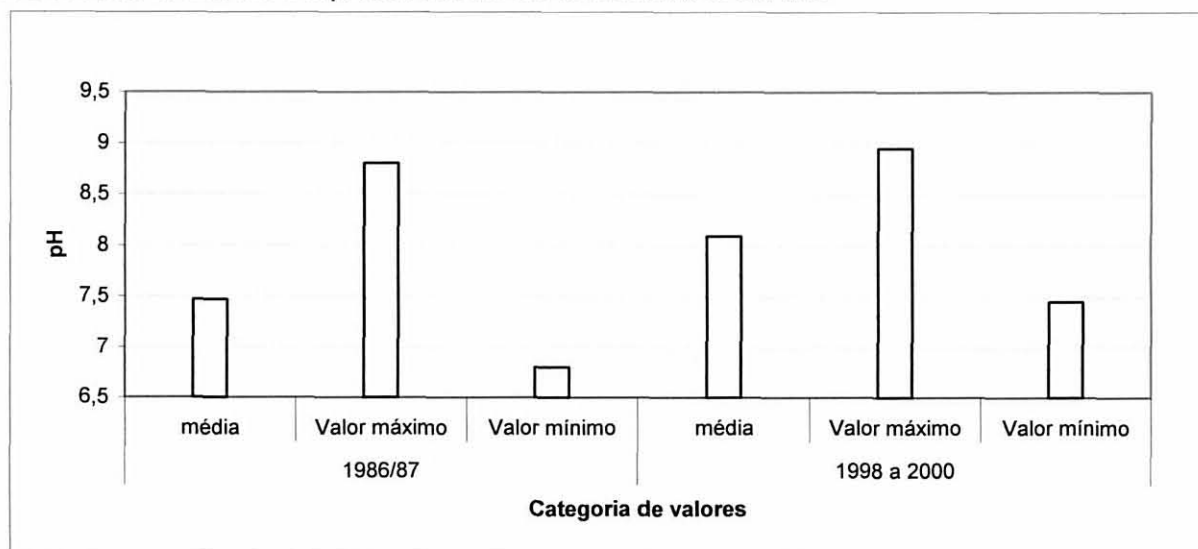
Os períodos de 1998 e 1999 apresentaram valores semelhantes, sem diferenças significativas entre as médias, sendo que em 2000, houve um aumento relativo significativo da concentração hidrogeniônica, entretanto muito abaixo do período 1 (86/87).

Para uma melhor visualização, a TABELA 13 e a FIGURA 38 mostram os valores da concentração hidrogeniônica média, para os valores máximos e mínimos dos anos de 86/87, da média dos anos 1998, 1999 e 2000 e destes mesmos anos separadamente. Os dados foram provenientes do ANEXO 7 e convertidos a pH, para maior facilidade de leitura.

TABELA 13 - VALORES DA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA CONVERTIDOS A pH

PERÍODOS	MÉDIA	VALOR MÁXIMO	VALOR MÍNIMO
86/87	7,47	8,8	6,8
MÉDIA (98, 99 E 2000)	8,09	8,95	7,45
98	8,13	8,65	7,45
99	8,2	8,95	7,55
2000	7,97	8,5	7,45

FIGURA 38: VALORES DE pH PARA TODOS OS DIAS NAS SÉRIES



Mesmo avaliando dias com precipitação e dias sem precipitação separadamente, a concentração hidrogeniônica diminuiu de modo evidente. O período 1 (série 86/87) e o 5 (2000) se isolam, mas com marcante diferença do primeiro período em relação aos demais (ver ANEXO 7).

Quanto ao desvio padrão, um comportamento semelhante ao da alcalinidade ocorreu com a concentração hidrogeniônica, pois para o período 1, o desvio padrão é muito grande, comparado aos demais.

Outro aspecto similar ao comportamento da alcalinidade é sua alteração com a precipitação. Em termos absolutos verifica-se que dias de precipitação a alcalinidade diminui e a concentração hidrogeniônica aumenta.

Assim, avaliando a concentração hidrogeniônica e alcalinidade em relação aos períodos estudados, observa-se que as duas apresentam igual tendência, ou seja, da elevação do valor médio da alcalinidade e da diminuição da concentração hidrogeniônica (aumento do valor do pH) nos períodos relacionados à série de 98 a 2000. Em ambientes naturais este fato não ocorre, ou seja, um aumento médio de 15% na alcalinidade e de 0,5 ponto no pH, num período de tempo médio curto como este, de 12 anos. Isto levou a uma série de indagações, que conduziram a estudos de campo, na tentativa de compreender este fenômeno.

Considerando que não existem indústrias emissoras de efluentes e a agricultura não se faz de forma intensiva, a mineração das rochas carbonáticas poderia ser a causadora das alterações acima, uma vez que os metadolomitos liberam carbonato de cálcio e magnésio ao ambiente, os quais seguramente tornam o pH da água mais básico e as águas mais alcalinas. Assim, iniciaram-se as investigações, com coletas de água para análise e avaliação da expansão desta atividade na região ao longo dos anos. Os resultados podem ser verificados nas etapas seguintes (item 5.2.2.3).

Avaliação da precipitação e demais parâmetros analisados que não apresentaram diferenças significativas

Quanto à precipitação não se evidenciaram flutuações significativas entre os períodos considerados. A média diária de precipitação para o ano de 1986 a 1987 foi de 4,9 mm/dia, enquanto que na série de 1998 a 2000 houve uma pequena redução para, em média, 4,4 mm/dia. Assim, as alterações nos parâmetros de qualidade de água observados, não podem ser justificadas por variações pluviométricas entre os períodos (ver ANEXO 7).

Quanto ao índice matéria orgânica por precipitação e em dias de precipitação, houve uma semelhança entre as séries.

Quanto à cor, foi estudada nos três níveis: máxima, mínima e média, em todos os períodos, com e sem precipitação, e também não se evidenciaram diferenças entre o primeiro período e os demais.

Um resumo com o resultado de todas as análises realizadas, pode ser visualizado na tabela presente no ANEXO 4. Esta tabela apresenta o parâmetro analisado e com um x se evidenciam diferenças na média e, ou, na mediana. A nitidez na diferença é um critério qualitativo, através de observação dos gráficos, sendo que o número de sinais “+” indica diferença maior ou menor. Quanto mais sinais, maior a diferença.

5.1.1.2 Análise temporal: alteração de parâmetros com a precipitação

Uma outra informação importante que trouxe a análise estatística se refere à alteração dos valores com eventos de precipitação, uma vez que foram separados os dias com e sem precipitação, o que possibilitou evidenciar a grande diferença na qualidade da água, na ocasião destes eventos.

A TABELA 14 e a FIGURA 39 ilustram os resultados médios encontrados nos períodos 1 (série 86/87) e 2 (série de 1998 a 2000) para os parâmetros que se mostraram estatisticamente diferentes na análise da ANOVA. A mudança percentual foi calculada baseada nos períodos com e sem precipitação.

TABELA 14 - RESULTADOS MÉDIOS DA TURBIDEZ MÍNIMA, TURBIDEZ MÉDIA, E ALCALINIDADE, EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO, SEM PRECIPITAÇÃO E AMBOS OS PERÍODOS, NAS DUAS SÉRIES (86/87 E DE 98 A 2000).

Parâmetros	MÉDIA DE 86/87				MÉDIA DE 98,99 E 2000			
	Sem pp	Com e sem pp	Com pp	%*	Sem pp	Com e sem pp	Com pp	%
T. mínima	9,6	31,88	60,1	526	11,64	17,37	26,4	127
T. média	10,9	36,46	69	533	15,6	27,56	48	208
Alcalinidade	102	87,8	88	-13,7	100	93,4	94	-6
pH	7,57	7,47	7,39		8,16	8,09	8,04	
C.hidrogeniônica	2,69E-08	3,40E-08	4,07E-08	51,36	6,92E-09	8,10E-09	9,12E-09	31,83

NOTA: A turbidez é dada em UNT, a alcalinidade em mg/L.

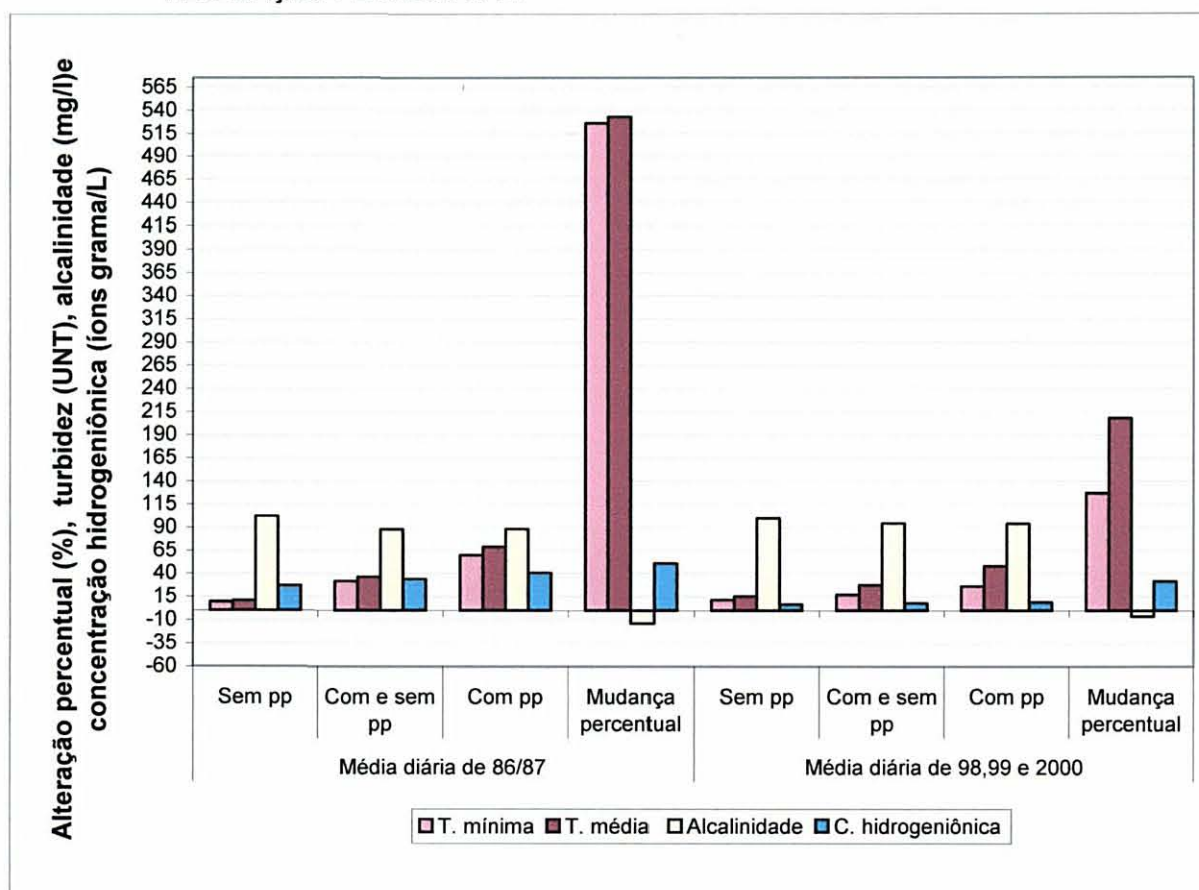
* alteração percentual (% de alteração da média com precipitação e sem precipitação)

Observa-se por esta tabela, que a alteração percentual comparados os períodos sem precipitação aos períodos com precipitação, entre as duas séries, é muito grande,

demonstrando uma maior suscetibilidade da bacia aos eventos de precipitação. Entretanto, nota-se uma diminuição desta suscetibilidade, tendo em vista todos os parâmetros analisados, uma vez que a percentagem de alteração diminuiu na série de 1998 a 2000 em relação a de 86/87, o que pode ser um indicativo de melhores condições ambientais na bacia nos anos mais atuais.

Os valores negativos da FIGURA 39 de alteração para alcalinidade ocorrem devido ao fato de que em períodos de precipitação os valores são menores em relação aos períodos sem precipitação, pelo feito de diluição já discutido anteriormente.

FIGURA 39: COMPARAÇÃO DA TURBIDEZ, ALCALINIDADE E CONC. HIDROGENIÔNICA ENTRE PERÍODOS COM E SEM PRECIPITAÇÃO NAS SÉRIES DE 86/97 E DE 98/2000, E ALTERAÇÃO PERCENTUAL.



NOTA: 1. A concentração hidrogeniônica foi multiplicada por E09 para uma melhor visualização gráfica; 2. T mínima se refere a turbidez mínima, T média a turbidez média.

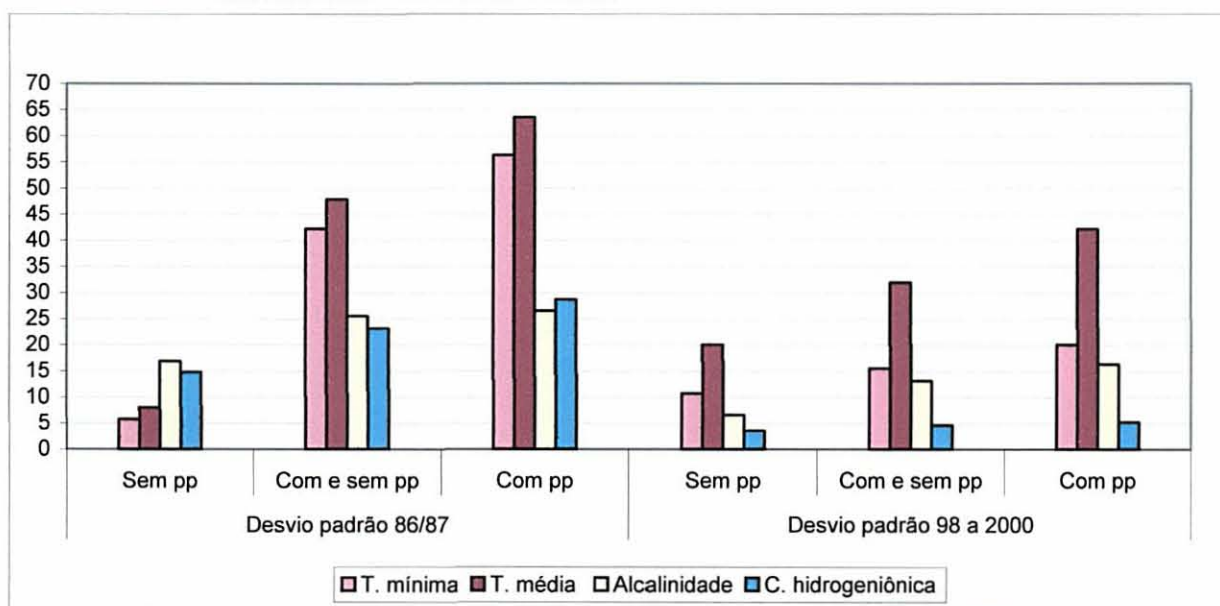
A TABELA 15 mostra o desvio padrão e a FIGURA 40 ilustra esta tabela. Nesta FIGURA 40, nota-se que o desvio padrão nos eventos de precipitação é menor na série de 1998 a 2000 do que na série de 86/87, para todos os parâmetros. Isto denota uma tendência a um maior equilíbrio na bacia, pois em sistemas agrícolas mais conservados as chuvas

normalmente não desencadeiam alterações muito fortes no ambiente, principalmente quanto à qualidade da água.

TABELA 15 - DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ MÍNIMA, MÉDIA, ALCALINIDADE, EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO, SEM PRECIPITAÇÃO E EM AMBOS OS PERÍODOS, PARA AS DUAS SÉRIES.

Parâmetros	Desvio padrão 86/87			Desvio padrão 98 a 2000		
	Sem pp	Com e sem pp	Com pp	Sem pp	Com e sem pp	Com pp
T. mínima	5,8	42,22	56,3	10,7	15,54	20,1
T. média	8,02	47,87	63,5	20,1	32,01	42,2
Alcalinidade	16,9	25,55	27,5	6,6	13,15	16,31
C. hidrogeniônica	1,48E+01	2,31E+01	2,87E+01	3,58E+00	4,63E+00	5,25E+00

FIGURA 40 - DESVIO PADRÃO DA TURBIDEZ, ALCALINIDADE E CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA ENTRE PERÍODOS COM E SEM PRECIPITAÇÃO NAS SÉRIES 86/87 E A DE 98 A 2000.



NOTA: A concentração hidrogeniônica foi multiplicada por E08 para uma melhor visualização gráfica

As fotos das FIGURAS 41 e 42 foram tomadas no mesmo local, em sentido contrário e próximo à ETA de São Dimas, sendo que a da FIGURA 41, corresponde a um período de precipitação concentrada, isto é um período com precipitações diárias, enquanto que a da FIGURA 42, mostra a situação do local em período sem maiores concentrações pluviométricas. Nota-se a diferença na cor do rio, muito mais avermelhada na FIGURA 41.

FIGURA 41- FOTO ILUSTRATIVA DO RIO CAPIVARI EM PERÍODO DE PRECIPITAÇÕES CONCENTRADAS



FIGURA 42- FOTO ILUSTRATIVA DO RIO CAPIVARI EM PERÍODO SEM CHUVAS



5.1.2 Avaliação da qualidade de água

5.1.2.1 Enquadramento do Rio Capivari quanto ao CONAMA nº 20 /86.

A partir dos valores obtidos nas análises estatísticas foi composta a TABELA 16. Esta TABELA inclui os valores médios diários de pH médio, alcalinidade, turbidez média, matéria orgânica e cor média, bem como os menores e maiores valores encontrados para

os parâmetros nas diferentes séries, a de 1986 a 1987 e de 1998 a 2000, sendo o número de dias avaliados na primeira série de 384, e na segunda de 1095 dias.

Analisando a TABELA 16 e comparando com os limites para as classes de água, estabelecidos pelo CONAMA nº 20 / 86 (1992), presentes no ANEXO 2, artigos de 3 a 11, verifica-se que pela média da turbidez média, estas águas poderiam ser enquadradas até na classe 1, cujo limite superior é de 40 UNT. Embora, em dias de precipitação, a turbidez se eleve bastante fazendo com que este rio, dependendo da época de amostragem, não possa ser enquadrado nem mesmo na classe 3, cujo limite superior é de 100 UNT.

TABELA 16 - VALORES MÉDIOS DE pH, ALCALINIDADE, TURBIDEZ MÉDIA, MATÉRIA ORGÂNICA E COR MÉDIA DAS SÉRIES 86/87 E A DE 98 A 2000.

Parâmetro	valores	Série 86/87	Série de 98 a 2000
pH	médio	7,5	8,2
	mínimo	6,8	7,5
	máximo	8,8	8,9
Alcalinidade (mg/L)	médio	87,9	93,5
	mínimo	17	31
	máximo	139	124
Turbidez média (UNT)	médio	6,5	27,5
	mínimo	3,8	3,2
	máximo	402,5	201,8
Matéria orgânica (mg/L)	médio	4,1	4,2
	mínimo	1,4	2
	máximo	11,6	12,3
Cor média (UH)	médio	137	157
	mínimo	20	10
	máximo	900	1400

Quanto ao valor da turbidez média mínima encontrada nas duas séries, o menor valor foi de 3,2, valor inferior ao necessário para se manter nas águas nos sistemas de distribuição que é de 5 UNT, de acordo com o MINISTÉRIO DA SAÚDE (BRASIL, 2000). Esta grande diferença, entre o menor e maior valor de turbidez, demonstra uma alta susceptibilidade da bacia à erosão, provavelmente devido à destruição da zona ripária associada a um uso e ocupação das terras terra inadequados.

A título de ilustração, comparando estes valores de turbidez aos da TABELA 17, montada, a partir das informações da SUDERHSA para a bacia do Ribeira, no Estado do Paraná, verifica-se que a amplitude da turbidez da série de 1998 a 2000 para o Alto Capivari situa-se dentro da faixa da amplitude observada nesta bacia (0,5 a 260 UNT).

Os valores da cor média para as duas séries são muito elevados e por este critério o rio Capivari não poderia ser enquadrado nem na classe 3 do CONAMA nº 20 / 86 (1992), cujo limite superior é de 75uH.

A amplitude de variação é também muito alta, evidenciando novamente um desequilíbrio na bacia com o evento da precipitação. A média da cor média, sem precipitação, foi de 75 uH para a série 86/87 e de 72 uH para a série de 98 a 2000, bem abaixo da média para todos os dias, considerando os dias com e sem precipitação.

Quanto ao pH, está dentro da faixa de 6 a 9 estabelecida para as classes 1, 2, 3 e 4, do CONAMA nº 20 / 86, e de acordo com o que o MINISTÉRIO DA SAÚDE (2000), recomenda no sistema de distribuição, ou seja pH na faixa de 6,0 a 9,5.

Entretanto, na bacia do RIBEIRA (TABELA 17), o pH esteve entre 7 a 8,6. Assim, nota-se que o pH das águas da bacia estudada atinge valores mais elevados que da própria bacia do Ribeira. Isto talvez ocorra devido ao a setores fortemente carstificados e sob mineração presentes na bacia.

TABELA 17 - AMPLITUDE DA VARIAÇÃO DOS VALORES DE pH, TURBIDEZ, TEMPERATURA E COLIFORMES PARA A BACIA DO RIBEIRA.

Parâmetros	pH	Condutividade (us/cm)	Turbidez (UNT)	Temperatura da água (°C)	Coliformes totais NMP/100mL	Coliformes fecais NMP/100mL
Amplitude de variação	7,0 - 8,6	54 a 196	0,5 a 260	16 a 29	1100 a 130.000	170 a 80.000

FONTE: Tabela montada a partir das informações da SUDERHSA (1997).

Quanto à alcalinidade, não constitui um parâmetro de enquadramento de classes de água, embora como citado na Revisão Bibliográfica, valores entre 30 e 500 mg/L são bastante aceitáveis (BITTENCOURT; HINDI, 2000).

Quanto à matéria orgânica, os valores estão próximos dos limites citados por MARGALEF (1983) presentes na revisão bibliográfica (2,9 a 39,6 mg/L).

JACOBS (2002), estudando dados de 21 anos da Região Metropolitana de Curitiba, na bacia do Iguaçu, encontrou os seguintes intervalos de valores médios apresentados na TABELA 18. Estes valores são para a água "in natura" que chegou a ETA do Tarumã, pertencente à Curitiba, para ser tratada. Comparando os valores médios da água a ser tratada na ETA Tarumã com os valores médios da água a ser tratada na ETA São Dimas, verifica-se que o pH médio e alcalinidade apresentam valores mais elevados.

TABELA 18 - VARIAÇÃO DOS DADOS MÉDIOS DE pH, MATÉRIA ORGÂNICA, COR, TURBIDEZ E ALCALINIDADE DA ÁGUA BRUTA A SER TRATADA NA ETA TARUMÃ.

pH	Matéria orgânica (mg/L)	Cor (uH)	Turbidez (UJ)	Alcalinidade (mg/L)
6,4 a 6,55	6,5 a 9,5	70 a 105	19 a 24	Abaixo de 15

FONTE: Tabela montada a partir das informações de JACOBS (2002)

Quanto à matéria orgânica verifica-se, em média, valores relativamente maiores para as águas que chegam à ETA Tarumã, provavelmente em virtude das altas cargas poluentes a que estão submetidos os cursos d'água à sua montante, uma vez que a bacia, de onde originam as águas a serem tratadas por esta ETA, está bastante habitada e possui um sistema de saneamento precário.

Quanto a turbidez média e cor média, estas apresentam valores mais elevados nas águas que chegam a ETA "São Dimas", provavelmente devido a maior exposição dos solos das áreas rurais.

5.1.2.2 Qualidade bacteriológica: Coliformes

Outro critério muito importante a ser utilizado para classificar um corpo d'água é a presença de Coliformes. Entre 13/10/97 e 01/12/99, foram coletadas pela SANEPAR na ETA São Dimas, 67 amostras de água para compor o laudo bacteriológico interno. Estes dados foram digitados e foi efetuada análise estatística descritiva, presente na TABELA 19.

TABELA 19 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE COLIFORMES TOTAIS E FECAIS DO RIO CAPIVARI

Análise	Coliformes totais (NMP)	Coliformes fecais (NMP)
Média	4.889	3.248
Mediana	2.450	1.200
Desvio padrão	6.396	5.264
Maior valor	28.400	20.000
Menor valor	200	200

LEGENDA: NMP (número mais provável: n^o Coliformes /100mL); UNT (unidade nefelométrica de turbidez) e uH (unidades Hazen).

As contagens do NMP (número mais provável) de Coliformes foram altas, nenhuma amostra apresentou NMP menor de 200 Coliformes totais ou fecais, sendo que oito apresentaram valores de Coliformes totais maiores que 20.000 por 100 mL e dez amostras apresentaram valores de Coliformes fecais maiores que 4000 por 100 mL.

Estes níveis ultrapassariam os limites estabelecidos para a classe 3, ou seja, para as águas brutas destinadas ao abastecimento (CONAMA n^o 20 / 86), para irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e mesmo para o critério de satisfatório para balneabilidade. Mas observou SUDERHSA (1997), que valores da ordem de 10.000 Coliformes totais/100mL e 2.000 Coliformes fecais/100mL ou até maiores, são admissíveis em águas brutas, desde que haja uma pré-cloração anterior ao tratamento.

NA TABELA 19, verifica-se uma grande variação no número de Coliformes dentre as amostras, o que pode ser observado pelo alto desvio padrão. Na tentativa de compreender o que estaria influenciando este forte variação, foi feita a correlação entre os Coliformes totais (CT), fecais (CF), vazão e precipitação, apresentadas na TABELA 20.

Nesta TABELA 20, observa-se que as correlações para os anos de 1998 e 1999 foram mais fortes entre vazão e Coliformes do que para a precipitação e Coliformes. Isto está de acordo com as observações da SUDERHSA (1997), de que um aumento na vazão estaria relacionado a um aumento de Coliformes totais e fecais.

TABELA 20 - CORRELAÇÃO ENTRE COLIFORMES, VAZÃO E PRECIPITAÇÃO NO RIO CAPIVARI.

Ano	Coli Fecais e Vazão	Coli Totais e Vazão	Coli Fecais e Pp	Coli Totais e Pp	Número De Dados	Desvio Padrão	
						Coliformes Totais	Coliformes Fecais
1997	-0,49	-0,45	-0,10	-0,14	11	6033	6366
1998	0,67	0,67	0,62	0,60	36	6412	5112
1999	0,68	0,65	0,37	0,64	22	6996	5582
98, 99 e 2000	0,56	0,59	0,46	0,48	66	6396	5264

A precipitação que causa aumento na vazão, propicia o escoamento superficial da água carreando sedimentos, matéria orgânica e portanto, Coliformes em direção aos rios (IDE, 1984, BADGE, 1999; JAGALS et al. 2000).

Muitas vezes, o aumento de vazão não está imediatamente associado ao aumento de Coliformes, pois as águas de drenagem que mais contribuem com poluentes às águas superficiais são as denominadas "águas de primeira lavagem". Passadas essas, com a chegada de águas mais limpas ao corpo receptor, poderia haver o efeito de diluição, conforme observaram FRITZSONS et. al. (2002, b), resultando num rio com alta vazão e relativamente baixo número de Coliformes.

A presença de valores elevados de Coliformes num contexto de uma bacia rural pode ser explicada pela proximidade do local da amostragem, de moradias, como as da localidade de Várzea do Capivari, por criadouros de animais e mesmo de áreas cultivadas que utilizam esterco de animais como insumo.

Outro aspecto preocupante e que provavelmente justifique elevação do número de Coliformes com a precipitação é o fato dos moradores de Várzea do Capivari utilizarem o sistema de fossas para descarga de efluentes. Assim, em períodos de fortes precipitações,

o nível piezométrico que já se encontra próximo da superfície, em se tratando de solos de várzeas, se eleva ainda mais contaminando as águas do escoamento superficial.

Com esta exposição, conclui-se que quanto à contaminação bacteriológica o rio Capivari, no trecho estudado, já exhibe níveis preocupantes, apesar da taxa de ocupação relativamente baixa e de atividades agropecuárias pouco intensas, considerando a área total da bacia. A FIGURA 43 ilustra terrenos encharcados de Várzea do Capivari, após períodos de precipitação.

FIGURA 43 - VÁRZEA DO CAPIVARI APÓS FORTES CHUVAS



5.1.2.3 Temperatura

De posse dos dados diários de temperatura da água das séries estudadas, montou-se a TABELA 21. Nesta TABELA estão presentes: a média das temperaturas médias da água e do ar, bem como os maiores e os menores valores encontrados.

TABELA 21- TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÍNIMAS E MÉDIAS EM °C NAS SÉRIES ESTUDADAS.

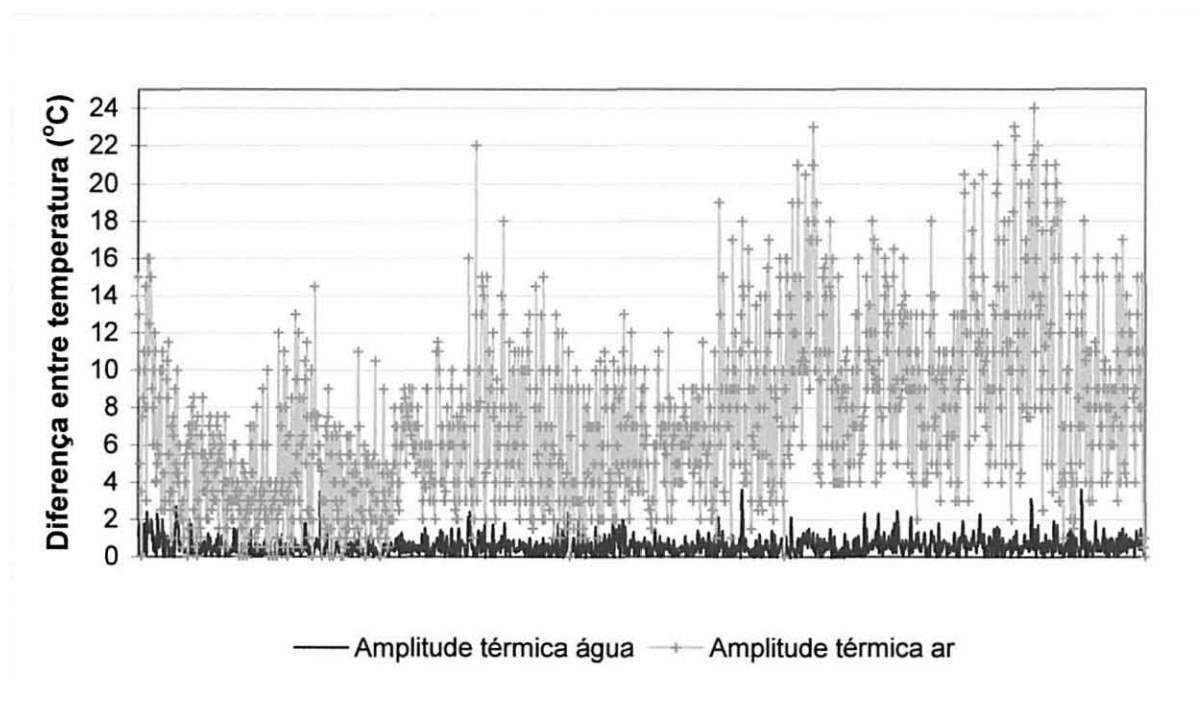
	AR	ÁGUA
Média	20	17,7
Maior valor	36	26
Menor valor	-5	8
Maior oscilação diária	24	3,6
Menor oscilação diária	0	0

NOTA: A média foi composta pelas médias dos anos 3 anos (98, 99 e 2000). As temperaturas absolutas foram obtidas da amostragem de 86/87, 98,99 e 2000.

A temperatura mais elevada do ar no período amostrado ocorreu em março de 1986 e da água, em junho de 2000, enquanto que a menor temperatura do ar ocorreu em junho de 2000 e a da água em julho de 2000. No Estado do Paraná, em onze rios estudados por doze anos, a temperatura da água esteve entre 25 e 15°C (JICA,b;1995). Assim, pode-se concluir que, a temperatura a que chega o rio Capivari em dias mais frios é bastante baixa.

Em termos de amplitude térmica diária, a maior amplitude do ar ocorreu em julho de 2000, com 24°C e a da água em setembro de 2000, com 3,6° C. Entretanto, a temperatura da água se altera pouco diariamente comparado à temperatura do ar, devido ao alto valor de calor específico da água e a mistura de camadas no interior dos corpos d'água. O gráfico da FIGURA 44 ilustra de maneira sintética este aspecto.

FIGURA 44 - AMPLITUDE TÉRMICA DIÁRIA DO AR E DA ÁGUA EM 86/87, 98,99 E 2000.



Analisando também a amplitude sazonal de um longo período, verifica-se que a amplitude do ar é maior que a da água, pois enquanto que a temperatura do ar variou numa margem 31 °C (-5°C a 36 °C) e a da água variou em 18°C (26°C a 8°C). AS FIGURAS 45 e 46 ilustram estes aspectos.

Nota-se através desses gráficos a influência marcante da oscilação *El Niño – La Niña* (fenômeno ENSO – *El Niño / Sourthen Oscilation*) na transição dos anos mais quentes e úmidos de 1997/98 para os anos mais frios e secos 1999/2000. Nos gráficos se realça a

forte queda de temperatura de julho de 2000, bem como as maiores variações térmicas em 2000, durante o auge de *La Niña*.

FIGURA 45 - AMPLITUDE DIÁRIA E SAZONAL DA TEMPERATURA DO AR

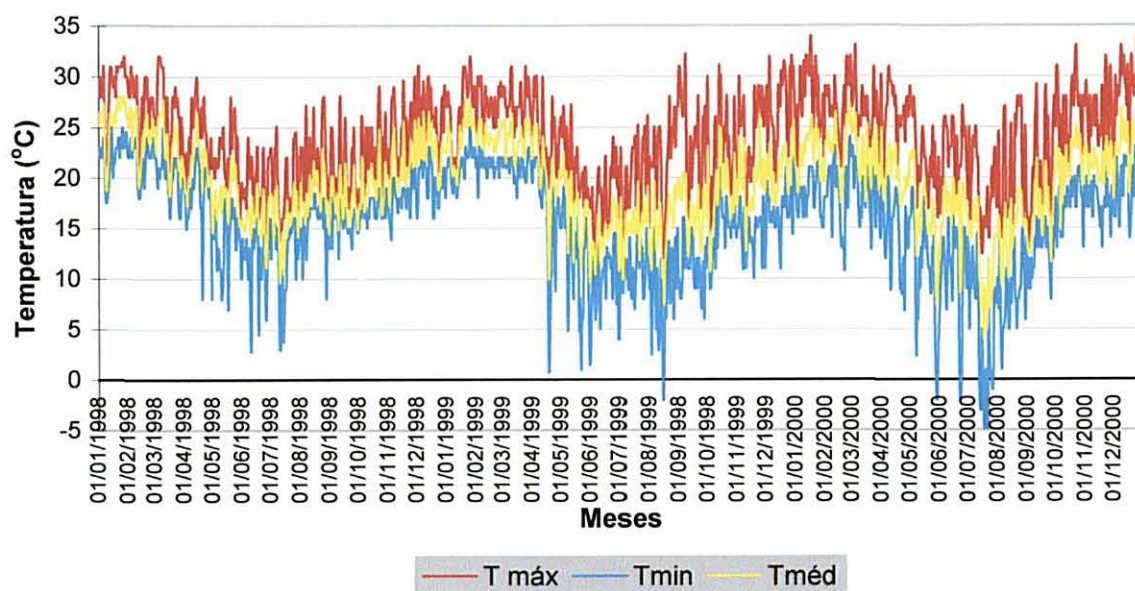
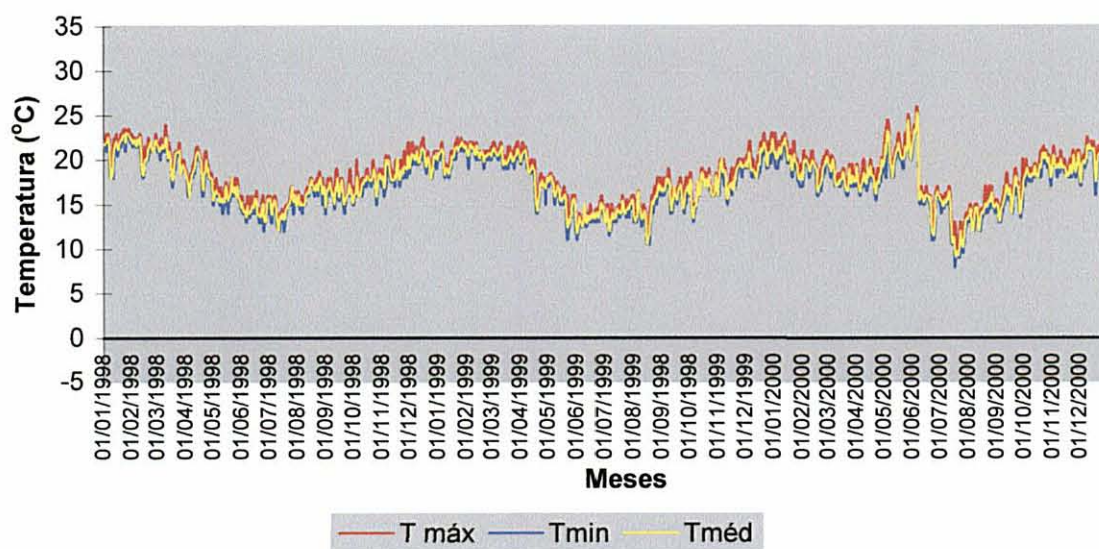


FIGURA 46 - AMPLITUDE DIÁRIA E SAZONAL DA TEMPERATURA DA ÁGUA.



5.2. 2ª ETAPA: CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA

5.2.1 Reconhecimento físico

5.2.1.1 Subdivisão e descrição das sub-bacias do Alto Capivari

A bacia do Alto Capivari foi dividida em 2 sub-bacias. A primeira delas, orientada de norte para sul, corresponde à sub-bacia do Capivari, onde se localizam as nascentes da bacia do Alto Capivari. A segunda, de orientação geral oeste para leste corresponde à sub-bacia do Bacaetava e seus afluentes, sendo que o rio Bacaetava deságua no Rio Capivari. Em termos de área, apresentam tamanhos semelhantes, sendo a do Capivari um pouco maior, com 65,58 km² e do Bacaetava, 59,61 km².

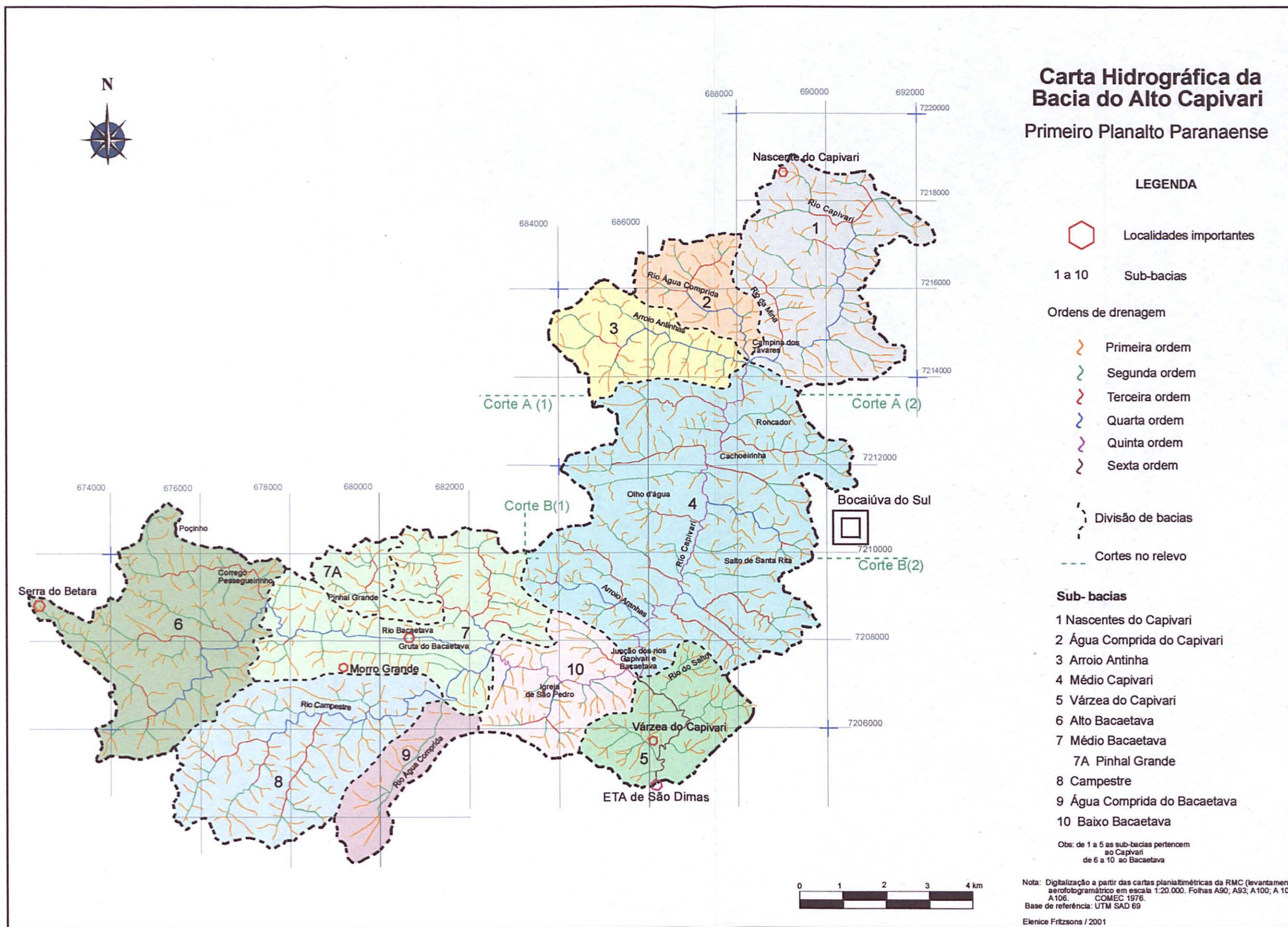
Para facilidade de estudo, melhor compreensão da rede de drenagem, e do uso e ocupação das terras, estas duas sub-bacias foram subdivididas em 5 sub-bacias cada uma.

Assim, na sub-bacia do Capivari temos: Nascentes do Capivari, Água Comprida (do Capivari), Antinha, Médio Capivari e Várzea do Capivari. A sub-bacia do Bacaetava foi dividida em: Alto Bacaetava, Médio Bacaetava, Pinhal grande, Baixo Bacaetava, Campestre e Água Comprida (do Bacaetava).

O critério utilizado para a separação destas sub-bacias foi o encontro de um determinado rio de uma sub-bacia, com um outro maior. Assim, por exemplo, o exutório da sub-bacia das “Nascentes do Capivari”, foi considerado no encontro com a foz dos rios principais que drenavam a sub-bacia “Antinha” e “Água Comprida”. Além disto houve também a preocupação de separar localidades que se mostraram diferentes nas visitas a campo.

A FIGURA 47 mostra a carta hidrográfica com as ordens dos rios, em simbologia de cores. Apresenta também as subdivisões das bacias, bem como os nomes das localidades mais importantes da área.

FIGURA 47: CARTA HIDROGRÁFICA DA BACIA DO ALTO CAPIVARI



A seguir, uma breve descrição destas sub-bacias:

1. Nascentes do Capivari: localizada no extremo norte da área de estudo, compreende as nascentes do Rio Capivari a 1125 metros de altitude. Recebe o rio Mina como afluente na margem direita e o exutório se encontra a 952 metros, na “Campina dos Tavares”. Ela se desenvolve até 4ª ordem (FIGURA 48). A localização das fotos a seguir se encontra no ANEXO 6.

FIGURA 48 - NASCENTES DO CAPIVARI



2. Água Comprida: encontra-se no lado oeste, da sub-bacia anterior. Sua cota mais alta situa-se a 1040 metros e seu exutório se encontra a 952 metros. Esta sub-bacia desenvolve-se até a 4ª ordem.

3. Antinha: localizada ao lado da anterior, e mais a oeste. Possui sua maior cota a 1080 metros e seu exutório na junção do exutório da Antinha e das Nascentes do Capivari, a 952 metros. Desenvolve-se até a 4ª ordem e a drenagem

principal ocorre no sentido de oeste para leste. Esta sub-bacia, assim como as anteriores, apresenta substrato geológico pertencente ao Grupo Setuva. As declividades são acentuadas e há o desenvolvimento de solos mais pobres e pouco desenvolvidos.

4. Médio Capivari: No limite superior, o rio está na cota de 952 metros e seu exutório em 875 metros. Esta sub-bacia se inicia em 5ª ordem e termina antes de se tornar de 6ª ordem, com a junção do Bacaetava, à direita.

Como esta é uma sub-bacia bastante grande, apresenta um maior número de localidades, tais como: Roncador, Olho d'água, Salto de Santa Rita, Cachoeirinha, Arroio Água Clara e Arroio Aranhas. Está localizada bem à oeste do município de Bocaiúva do Sul, pertencendo totalmente a ele, bem como todas as sub-bacias anteriormente citadas.

Quanto ao substrato geológico, esta sub-bacia está predominantemente sobre os filitos do Grupo Açungui. Comparecem quartzitos intercalados e dobrados, os quais sendo mais resistentes ao intemperismo que os filitos, originam um relevo também acidentado.

5. Várzea do Capivari: Inicia-se em 6ª ordem, a partir da junção do Bacaetava a 875 metros e termina na estação de controle da SANEPAR a 870 metros de altitude e pertence a dois municípios: Colombo, à direita do rio, e á esquerda, Bocaiúva do Sul. Nesta

sub-bacia há a presença do Rio do Salto, um afluente à esquerda, e uma localidade bastante conhecida em toda região: “Várzea do Capivari”.

Nesta sub-bacia, além os filitos e quartzitos do grupo Açungui, comparecem rochas carbonáticas, conferindo em geral um relevo com vertentes mais suaves, várzeas, como o próprio nome da sub-bacia indica, e solos mais ricos, aproveitados para agricultura.

A FIGURA 49 ilustra o rio Capivari onde ocorre a captação das águas da ETA São Dimas, exutório da bacia do Alto Capivari e local da sessão de controle do trabalho.

FIGURA 49 - RIO CAPIVARI, EM FRENTE A ETA SÃO DIMAS.



A seguir uma descrição das sub-bacias do Bacaetava:

6. Alto Bacaetava: Nesta sub-bacia estão localizadas as cotas mais altas da área de estudo. A nascente ocorre a 965 metros em localidade denominada de Serra do Betara. Outro ponto de alta cota é Poçinho com 1200m, no morro do Setuva. O sentido da drenagem principal ocorre de norte para sul e depois para leste. Esta bacia está localizada em Almirante Tamandaré e Rio Branco do Sul, desenvolvendo-se até a 4ª ordem.

De acordo com MAACK (1968), o rio Bacaetava teria sua origem na Serra do Bacaetava, entretanto nos mapas mais atuais, não existe uma serra assim denominada, podendo talvez existir em mapeamentos mais antigos.

É interessante notar que as cotas mais altas da sub-bacia do Bacaetava estão sobre gnaisse do Grupo Setuva. Já a Serra do Betara está sob xistos também do Setuva. No geral, no Alto Bacaetava há predominância de rochas carbonáticas do Açungui.

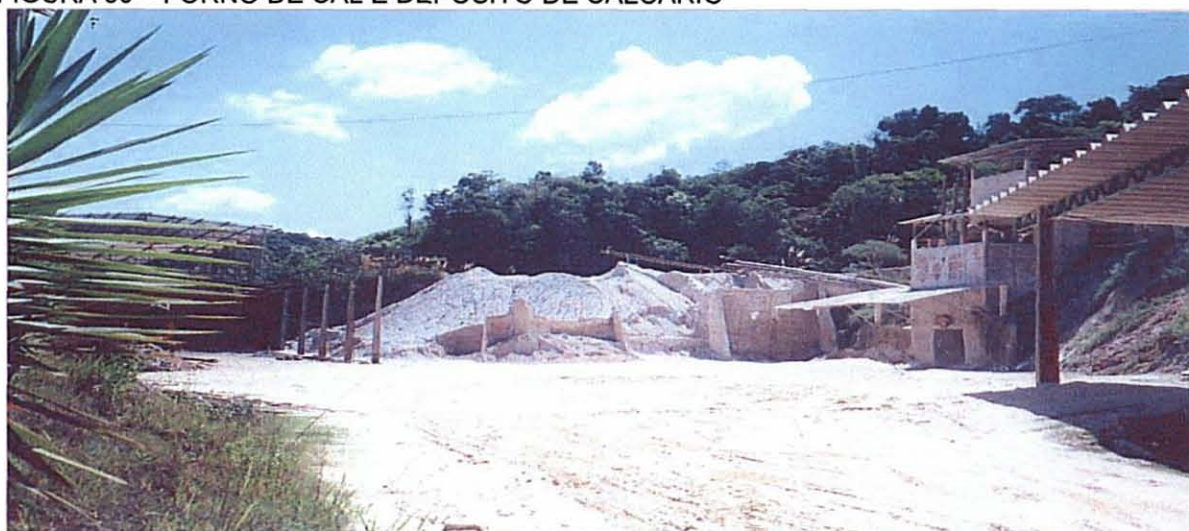
7. Médio Bacaetava: Inicia-se na cota 965 m, em 4ª ordem na foz do rio Pessegueirinho e termina antes de se transformar em 5ª ordem, na cota 900 metros, na

junção com o rio Campestre. O sentido da drenagem principal ocorre de oeste para leste. Apresenta dentro dela um trecho criptorreico (7A), que de acordo com GUERRA (1987): *“trata-se de um padrão de drenagem onde a bacia é subterrânea, como acontece nas áreas cársticas, sendo que esta drenagem subterrânea acaba surgindo em fontes ou integrando-se em rios subaéreos”*, como é o caso desta depressão. Análises de fotos aéreas e visitas a campo permitiram verificar que o exutório desta sub-bacia ocorre num braço da sub-bacia do médio Bacaetava. O sumidouro situa-se na sub-bacia de “Pinhal Grande”.

A predominância nesta bacia é de rochas carbonáticas do Açungui. A atividade de mineração é muito forte, sendo que as pedreiras e os locais de depósitos do calcário moído estão muito próximos ao rio Bacaetava (FIGURA 50).

Há um local turístico e bastante visitado e bem organizado pela Prefeitura Municipal de Colombo que é gruta do Bacaetava e há também uma serra de quartzito bastante conhecida na região: “Morro Grande”. Esta sub-bacia está localizada em sua maior parte em Rio Branco do Sul, mas também nos municípios de Colombo, Almirante Tamandaré e Bocaiúva do Sul.

FIGURA 50 – FORNO DE CAL E DEPOSITO DE CALCÁRIO



8. Campestre: A cota mais alta da sub-bacia está nos seus divisores a 1156 metros, próximo a localidade de Tranqueira. Esta sub-bacia desenvolve-se até a 4ª ordem. As nascentes do Campestre ocorrem em Boichininga. A drenagem predominante ocorre no sentido de sudoeste para nordeste e recebe o afluente “Água Comprida”, na cota 935 metros, e seu exutório ocorre na cota 900 metros no encontro com o rio Bacaetava. Esta sub-bacia está localizada em Colombo e Almirante Tamandaré.

Um ponto bastante interessante é o Salto Roncador, já citado por MAACK (1968), com desnível de 34,4 m e uma capacidade de 344 CV e volume de água de 1m³/s.

Nesta sub-bacia predominam filitos do Grupo Açungui, bem como no Médio Capivari, entretanto, estes filitos são muito impermeáveis (PROJETO KARST, 1998), sendo a área bastante fraturada por diques de diabásio. Isto faz com que a água esco rapidamente para o canal de drenagem e também propicie o desenvolvimento de voçorocas, fáceis de se encontrar na área e inclusive citadas pelo Projeto KARST (1998).

FIGURA 51 - ASPECTO DA PAISAGEM DO CAMPESTRE



Em entrevista com moradores que se situam próximos ao exutório da sub-bacia, foi constatada a resposta extremamente rápida em termos de aumento de vazão no Campestre, frente ao evento de precipitação, causando inclusive enchentes nas partes mais baixas, as quais são potencializadas pela má drenagem dos solos aluvionais das várzeas.

9. Água Comprida: A drenagem principal desta sub-bacia ocorre de sul para norte. A nascente está na cota 1040 m e seu exutório à 935 metros. É uma sub-bacia com baixa densidade de drenagem, de forma alongada e apresenta em sua cota mais baixa, rochas carbonáticas, enquanto que em seus divisores estão sobre filitos e quartzitos do Açungui. Ela está situada totalmente em Colombo.

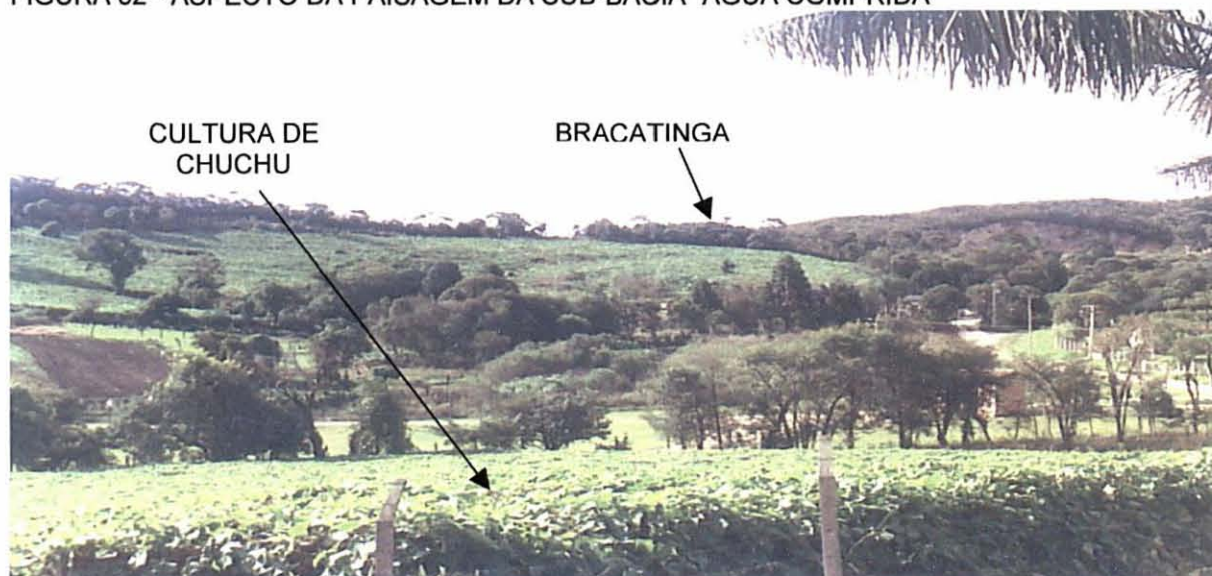
A sub-bacia de Água Comprida apresenta intensa atividade agrícola, principalmente da cultura de chuchu. Os solos apresentam fertilidade natural mais alta e há facilidade de escoamento da produção, uma vez que se insere na mesma uma importante via de acesso à Colombo e Curitiba (FIGURA 52).

10. Baixo Bacaetava: Inicia-se em 5ª ordem, na cota 900m e termina antes de se transformar em 6ª ordem na cota 870 m, com a junção do Rio Capivari. A predominância nesta sub-bacia é de rochas carbonáticas do Açungui.

A FIGURA 53 ilustra o encontro dos dois rios Bacaetava e Capivari. Os dois rios se encontram “de frente” e seguem posteriormente em ângulo reto, constituindo um caso típico

de rio encaixado em falha geológica. Nesta foto podemos também notar que aparentemente o volume da água dos dois rios é semelhante, o que é melhor percebido localmente, e condiz com a área drenada, uma vez que ambos possuem sub-bacias de extensão semelhantes e constituem ambos, rios de 5ª ordem.

FIGURA 52 - ASPECTO DA PAISAGEM DA SUB-BACIA "ÁGUA COMPRIDA"



NOTA: Foto tomada em 6/5/ 2001.

FIGURA 53- LOCAL DO ENCONTRO DOS RIOS BACAETAVA E CAPIVARI



NOTA: Foto tomada em 6/5/ 2001.

Observa-se também, à esquerda da foto, a ausência de floresta ciliar, que perdura desde de pelo menos 1980, mais à jusante deste ponto, a floresta ciliar é bastante densa, com veremos a seguir na FIGURA 54.

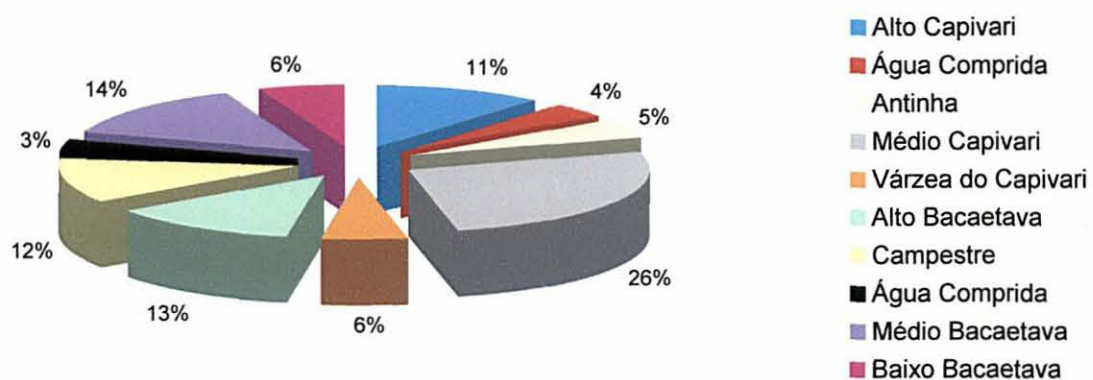
FIGURA 54 - ASPECTO DA FLORESTA CILIAR .



NOTA: Foto tomada em 6/5/ 2001

A FIGURA 55 mostra um gráfico com a distribuição, em porcentagem, da área das sub-bacias delimitadas.

FIGURA 55 - DISTRIBUIÇÃO EM PORCENTAGEM DE ÁREA DAS SUB-BACIAS DO ALTO CAPIVARI



Caracterização morfométrica das sub-bacias

A caracterização física das sub-bacias foi individualizada para cada uma das 10 sub-bacias, para o conjunto das duas grandes sub-bacias e também para toda a área da bacia

do Alto Capivari. Estes cálculos seguiram as fórmulas indicadas em VILLELA e MATTOS (1975) e CHRISTOFOLETTI (1980), citadas na Revisão Bibliográfica.

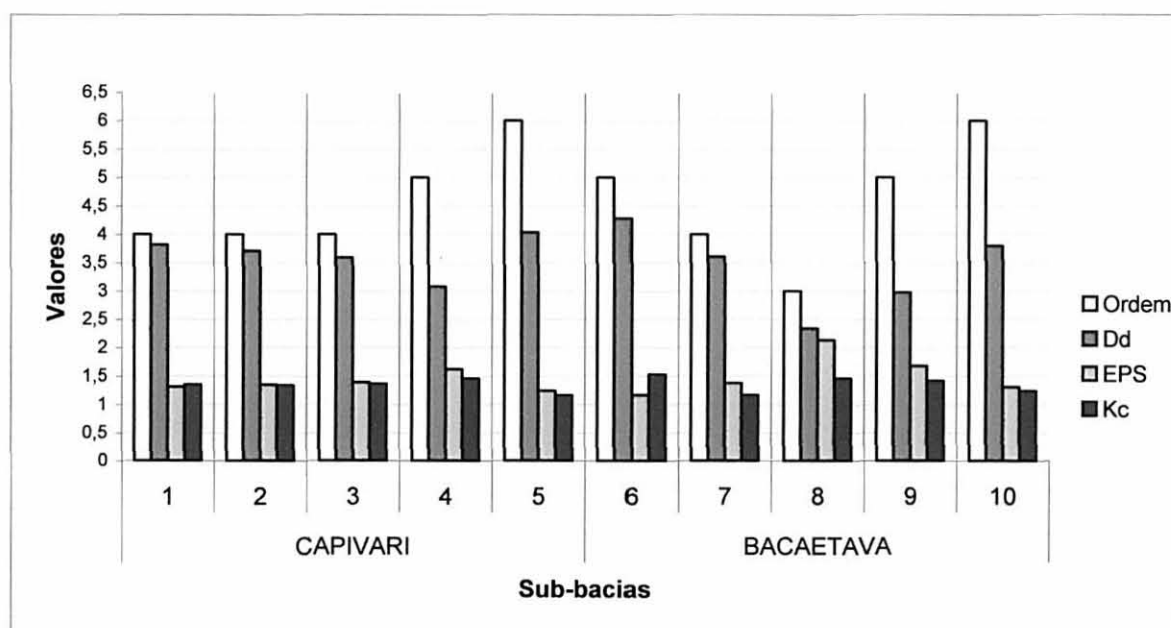
Foi utilizada a carta planialtimétrica em escala de 1:20.000, além das fotos aéreas pancromáticas, as quais oferecem boa visualização da rede de drenagem. A área da bacia foi totalizada com o planímetro digital e o perímetro, bem como o comprimento do rio principal e dos canais de drenagem, com o auxílio do curvímetro.

As TABELAS 22 e 23 sintetizam as informações morfométricas referentes às ordens das bacias, áreas, perímetros, extensão da drenagem, densidade de drenagem (Dd), coeficiente de compacidade (Kc), extensão do percurso superficial (EPS), extensão média do escoamento superficial (I), comprimento dos rios principais (L), sinuosidade do rio principal (Sin), fator de forma (Kf), comprimento do rio principal calculado (L') e amplitude altimétrica (AA).

Estas características são priorizadas neste trabalho por estarem relacionadas mais diretamente com o escoamento superficial, o qual reflete a natureza do substrato, principalmente quanto a litologia e solos e por apresentar interferência mais direta na qualidade da água.

A FIGURA 56 mostra algumas características morfométricas, apresentadas na TABELA 22, tais como: densidade de drenagem, extensão média do percurso superficial, coeficiente de compacidade, e a ordem das 10 sub-bacias.

FIGURA 56 - ALGUMAS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DAS SUB-BACIAS ESTUDADAS



Sub-bacias: 1-Nascentes do Capivari; 2-Água Comprida; 3- Antinha; 4-Médio Capivari; 5-Várzea do Capivari; 6-Alto Bacaetava; 7-Campestre; 8-Água Comprida; 9-Médio Bacaetava; 10-Baixo Bacaetava.

Obs: o EPS foi dividido por 100 para melhor visualização gráfica.

TABELA 22 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DAS SUB-BACIAS

Sub bacias	Divisão das Sub-bacias	Ordem	Área (km ²) A	Perímetro (km) P	Drenagem (km) ΣI	Dd (km/km ²)	EPS (m)	L (km)	Sin	Kc	AA (m)	Kf	L' (m)
Capivari	Nascentes do Capivari	4	14,4	18,4	55	3,8	131	12,5	1,74	1,35	242	0,09	6,3
	Água Comprida	4	4,8	10,5	18	3,7	135	4,5	1,12	1,34	202	0,24	3,3
	Antinha	4	6,1	12	22	3,6	139	5	1,05	1,36	136	0,24	3,8
	Médio Capivari	5	33,2	30	102,1	3,1	162	9,5	1,12	1,46	287	0,01	10,4
	Várzea do Capivari	6	7,1	11	28,5	4,0	124	4	1,33	1,16	157	0,44	4,1
Bacaetava	Alto Bacaetava	5	16,1	22	69	4,3	117	8,7	1,08	1,53	259	0,21	6,8
	Campestre	4	14,54	16	52,5	3,6	138	8,3	1,04	1,17	282	0,21	6,3
	Água Comprida	3	4,06	10,5	9,5	2,3	214	4	1,13	1,46	189	0,25	2,9
	Médio Bacaetava	5	17,52	21,3	52,3	2,9	168	6	1,03	1,42	262	0,49	7,1
	Baixo Bacaetava	5	7,36	12	28	3,8	131	4	1,33	1,24	152	0,49	4,2

TABELA 23: CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DAS SUB-BACIAS DO CAPIVARI, DO BACAETAVA E BACIA DO ALTO CAPIVARI.

Bacias	Ordem	Área	Perímetro	Drenagem	Dd	EPS	L	Sin	Kc	AA	Kf	L'
Sub bacia do Capivari	5	65,58	52,5	225,6	3,44	145,4	26	1,39	1,82	349	0,1	18,5
Sub-bacia Bacaetava	5	59,61	44	211,3	3,54	141,2	18,7	1,11	2,16	324	0,17	17,4
Bacia do Alto Capivari	6	125,19	82,5	436,9	3,49*	143,3	26	1,39	2,06	349	0,19	27,2

Formulas: Dd: $\Sigma I / A$ (somatório de todos os canais de drenagem, dividido pela área da bacia); EPS: $\frac{1}{2} \cdot Dd$ (um meio multiplicado pela densidade de drenagem); I : $A/4L$ (área dividida por 4 vezes o comprimento do rio principal); L: comprimento do rio principal; Sin: $L/L1$ (comprimento do rio principal dividido pelo comprimento do talvegue); Kc: $0,28 \cdot P/\sqrt{A}$ (0,28 multiplicado pelo perímetro da bacia dividido pela raiz da área da bacia); Kf: A / L^2 (Área da bacia dividida pelo comprimento da bacia ao quadrado); L': $1,5 \cdot A^{0,6}$ (1,5 multiplicado pela área elevado à 0,6); AA: amplitude altimétrica (diferença entre a maior cota altimétrica e a menor cota altimétrica da bacia).

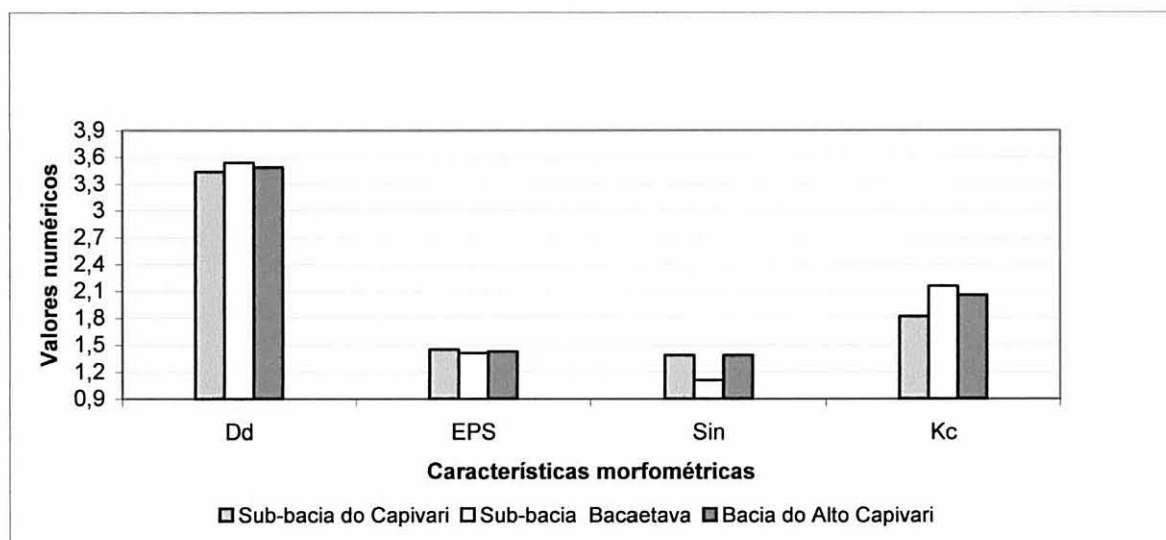
Nota-se na FIGURA 56, que a sub-bacia número 8, se diferencia das demais (Água Comprida, da sub-bacia do Bacaetava) apresentando uma baixa densidade de drenagem (Dd), associado a um elevado EPS, que deve ser interpretado da seguinte forma: nesta sub-bacia a água precipitada se desloca, em média, 214 metros até se juntar ao rio principal (ver TABELA 22).

Analisando a Carta de Drenagem (FIGURA 47), verifica-se que a sub-bacia de Água Comprida apresenta fraca densidade, tratando-se de uma sub-bacia pequena, de terceira ordem, e composta predominantemente por litologias carbonáticas, as quais devem permitir uma boa infiltração, diminuindo o escoamento superficial e a esculturação dos canais.

Analisando as sub-bacias do Bacaetava e do Capivari, e de forma conjunta à área de estudo, o Alto Capivari, obteve-se a FIGURA 57.

Nota-se na FIGURA 57 e na TABELA 23, que as sub-bacias apresentam características muito semelhantes quanto à densidade de drenagem, extensão média do percurso superficial, coeficiente de compacidade, sendo ambas de 5ª ordem. Quanto à sinuosidade elas diferem, sendo que o rio Bacaetava apresenta curso mais retilíneo do que o rio Capivari.

FIGURA 57 -DENSIDADE DE DRENAGEM, EXTENSÃO MÉDIA DO PERCURSO SUPERFICIAL, SINUOSIDADE DO LEITO PRINCIPAL E COEFICIENTE DE COMPACIDADE PARA A SUB-BACIA DO CAPIVARI, DO BACAETAVA E DO ALTO CAPIVARI.



EPS: extensão média do percurso superficial; Dd: densidade de drenagem; Sin: sinuosidade do leito principal; Kc: coeficiente de compacidade.

Analisando o ambiente físico onde as duas bacias se inserem, percebe-se que apresentam litologias variadas, mas comuns a ambas, como se pode observar na Carta

Geológica. Suas nascentes se encontram em áreas do embasamento cristalino e as bacias possuem dimensões parecidas (área e perímetro).

Quanto à forma da bacia, constitui um parâmetro importante para se estimar o tempo de concentração, ou seja, o tempo necessário para que a água, precipitada nos limites da bacia, atinja o exutório, ou a saída da mesma. Para tanto dois coeficientes foram obtidos: o coeficiente de compacidade e o fator de forma.

O coeficiente de compacidade ou Kc (FÓRMULA 3) é maior quanto mais irregular for a sub-bacia e, portanto, menos sujeita a enchentes, se distanciando de uma forma circular (kc). Para a sub-bacia do Capivari, este coeficiente foi de 1,82 e para a do Bacaetava, 2,16. Assim, pelo Kc, a sub-bacia do Capivari pode ser considerada como sendo mais sujeita a enchentes que a do Bacaetava. O coeficiente de compacidade mais próximo de 1, portanto, ocorreu na sub-bacia do Campestre, do Bacaetava (1,17) e na Várzea do Capivari (1,16). Na visita à campo foi constatado que nos locais situados próximos aos exutórios destas sub-bacias, ocorriam enchentes.

Quanto ao fator de forma ou Kf (FÓRMULA 4), constitui uma medida comparativa para bacia de mesma área. A interpretação é o contrário da anterior, pois quanto maior o Kf, maior sujeição a enchentes. Assim, pelo Kf, a sub-bacia do Capivari é menos sujeita a enchentes que a do Bacaetava.

Entretanto, a avaliação individual das sub-bacias quanto ao Kc e Kf, fica prejudicada, uma vez que em algumas delas, além da precipitação, recebem água proveniente do deflúvio de outras bacias, sendo que as áreas são também muito diferentes em dimensão.

Quanto ao comprimento do rio principal, é interessante notar que o obtido pela fórmula (L') é semelhante ao obtido por medição direta na carta. A exceção ocorreu com a sub-bacia "Nascentes do Capivari", na qual o rio apresenta um caráter bastante meandrante.

A sub-bacia do Bacaetava apresenta a maior amplitude altimétrica (349 metros), devido ao ponto mais alto da região estar dentro desta sub-bacia, tratando-se do Morro do Setuva, com 1224 metros.

Ainda quanto à sinuosidade do rio principal (FÓRMULA 10) nota-se que o rio não apresenta no geral um caráter meandrante, pois a sinuosidade resultou em 1,39 para a sub-bacia do Capivari e 1,11 para a sub-bacia do rio Bacaetava. Valores abaixo portanto, do limite de 1,50 para se considerar o rio como meandrante. Entretanto, o rio na sub-bacia das "Nascentes do Capivari" apresenta um caráter meandrante, principalmente próximo ao seu exutório, devido ao barramento parcial do rio por corpos de quartzito, restringindo seu livre escoamento, como se visualiza na Carta Geológica.

Também se observam meandros em Várzea do Capivari, sem que o rio tenha, de acordo com a fórmula, um caráter meandrante. Estes meandros, tendência natural de todos

os rios, são favorecidos pela presença de aluviões inconsolidados e facilmente mobilizáveis, depositados em segmentos de baixo desnível altimétrico do rio principal, compondo estas áreas, os solos inundáveis das várzeas, como ilustrou a FIGURA 43.

Apesar da importância do levantamento destes parâmetros morfométricos na caracterização físicas das bacias hidrográficas, BELTRAME (1994), alerta para o fato de que eles são apenas instrumentos auxiliares na avaliação preliminar dos recursos hídricos, não devendo ser considerados como elementos finais. Uma análise mais completa envolveria estudos de solos, geologia, geomorfologia, climáticos e mesmo experimentos de campo.

Características da rede de drenagem e da geomorfologia associadas ao substrato litológico

A bacia do Alto Capivari, conforme já visto, pode ser dividida em 2 sub-bacias principais, a do Bacaetava e a do Capivari, as quais apresentam características semelhantes quanto aos solos, densidade de drenagem, ordem de bacia, e inclusive com as mesmas litologias presentes, embora em diferentes proporções, sendo que o eixo das duas bacias se confluem a montante da Várzea do Capivari, onde se desenvolve uma extensa planície de inundação.

A geologia confere forte influência na morfologia da rede de drenagem e pode ser visualizada na FIGURA 18 que apresenta uma sobreposição da carta de hidrografia e drenagem sobre a carta geológica. Uma característica marcante da área são os corpos de quartzito que se sobressaem, na forma de topos alinhados, numa serie de cristas paralelas entre si, grosseiramente orientadas no sentido leste-oeste. Os diques de diabásio rompem estas estruturas, dando origem a fortes rupturas do relevo, evidenciadas pelas vertentes íngremes (erosão lateral acelerada), sendo as ombreiras pequenas a médias.

A primeira sub-bacia, a sub-bacia do Capivari, é desenvolvida tanto em litologias de gnaisses e xistos da Formação Setuva, quanto em áreas de alternância entre quartzitos e filitos e mesmo de rochas carbonáticas no extremo sul.

Nesta sub-bacia, orientada de norte para sul, os afluentes principais, na margem direita, se orientam no sentido de oeste para leste e os da margem esquerda de leste para oeste. Os elementos de primeira ordem se orientam ora norte-sul, ora sul-norte. Nas áreas de filitos e quartzitos, os rios ora formam vales encaixados quando atravessam diques ou corpos quartzíticos, ora formam vales abertos nos filitos. Entretanto, o padrão do substrato de filitos não é homogêneo.

Uma pequena área de rochas xistosas do Grupo Setuva comparece ao norte, na sub-bacia do Capivari. Nesta área de padrão de drenagem tipicamente dendrítico, as presenças de corpos quartzíticos marcam nitidamente o relevo, principalmente na porção topograficamente inferior da área do grupo Setuva. Os rios de ordem inferior são encaixados enquanto que os da drenagem principal já se apresentam em vales mais abertos. Onde se inserem os corpos de quartzitos, o relevo também apresenta erosão lateral acentuada, e os topos são alinhados, havendo a presença de ombreiras médias. A FIGURA 58 e 59 ilustram o relevo em que se encaixa o rio principal. A localização deste corte pode ser visualizada na carta da FIGURA 47, sob a designação de 4a e 4b.

A segunda sub-bacia, a do Bacaetava, orientada de leste para oeste, é desenvolvida predominantemente sobre área de rochas carbonáticas, mas apresenta também xistos e gnaisses, bem como filitos, quartzitos e diques de diabásio. As nascentes do Rio Bacaetava ocorrem numa espécie de planalto residual elevado entre 1000 e 1100 m, situado na extremidade ocidental da área e ao norte da cidade de Almirante Tamandaré, na Serra do Betara, também em litologias da Formação Setuva.

A parte superior e central da sub-bacia do Bacaetava adquire um padrão geral arborescente e direção geral para leste. Também comparecem, com muita frequência, as drenagens em confluência de ângulo reto, onde se verifica no mapa geológico a presença de diques de diabásio. A presença de sumidouros e ressurgências, típico das áreas de rochas carbonáticas complica a caracterização dos padrões de drenagem.

Nesta área de rochas carbonáticas, os topos de morro formados pelos corpos de quartzito são muito nítidos, sendo a ruptura do relevo marcante, comparecendo vertentes íngremes ou mesmo abruptas, a exemplo do que ocorre no Morro Grande. Os diques de diabásio também orientam o relevo, denotando os topos alinhados, mas não de forma tão evidente quanto no quartzito. As ombreiras são dispersas, não em grande número e são pequenas a médias, e em geral o relevo nas rochas carbonáticas é mais suavizado.

Os filitos predominam de forma quase total na sub-bacia do Campestre. Aí a drenagem é mais densa, sendo as ombreiras mais evidentes, maiores e o relevo apresenta escarpas, com erosão lateral evidente e acentuada, isto quando comparecem os corpos de quartzito. Os rios ora são encaixados, ora apresentam um fundo mais amplo. Os topos não se apresentam tão alinhados como na área anterior de filitos da sub-bacia do Capivari.

Numa síntese geral, para a área de estudo foi verificado que nas áreas atravessadas por quartzitos, a drenagem principal tende a se orientar paralelamente a estes corpos, ora entalhando filitos, ora carbonatos, ambas litologias que são intercaladas a quartzitos, isto ocorre devido ao controle lito-estrutural, no caso dado por estes corpos de resistência desigual. Este fenômeno pode ser verificado nas duas sub-bacias, nas proximidades da

gruta do Bacaetava, uma vez que o Morro Grande é composto por quartzitos (observar na carta geológica), e metadolomitos apoiados na vertente norte. Também ao norte, acima da coordenada paralela UTM 7.212.000 m, na sub-bacia do médio Capivari, há também uma pequena expressão de drenagem paralela entre os dois lados de um corpo quartzítico.

Assim, a drenagem da área apresenta uma grande complexidade de padrões. Embora em pequena escala (1:100.000) o padrão apresente uma forma geral arborescente, ao nível de detalhe, os diversos corpos litológicos imprimem padrões locais modulados por sua natureza litológica, sua orientação estrutural e grau de dissecação do relevo. Desta forma, sobre áreas de filitos, a tendência geral arborescente se verifica até a escala de 1:20.000.

Nas áreas dominadas por quartzitos e gnaisses a orientação estrutural destes corpos variando entre NE-SW e E-W imprimem padrões retangulares e sub-retangulares bem desenvolvidos. Isto de acordo com BIGARELLA, PASSOS; POPP (1979), é típico para esta área, com forte influência tectônica.

Nas áreas carbonáticas, há vários padrões anômalos incluindo a presença de dolinas e sumidouros e depressões doliniformes. Entretanto, quando a drenagem de superfície se desenvolve mais no interior destas áreas, chega-se a iniciar de forma incipiente uma drenagem de padrão subdendrítico.

Na rede hidrográfica estão presentes, rios subseqüentes, quando se direcionam ao lado dos diques e corpos de quartzito, são conseqüentes quando seguem o mergulho das camadas, nos xistos do Grupo Setuva, e são superimpostos quando cortam corpos mais resistentes de quartzitos.

Densidade de drenagem

Quanto à densidade de drenagem, observando a FIGURA 47, juntamente com a TABELA 22, pode-se notar que a densidade de drenagem apresenta uma tendência a ser maior nas áreas de gnaisses e xistos da Formação Setuva (sub-bacias de Água Comprida do Capivari, Antinha e Nascentes do Capivari), sendo mais reduzida, relativamente, nas áreas de rochas carbonáticas do Grupo Açungui, localizados na parte central das sub-bacias do Bacaetava, como é o caso da sub-bacia do Médio Bacaetava e de Água comprida, do Bacaetava.

Entretanto, a presença de litologias mistas, numa mesma bacia, como é o caso da sub-bacia de Várzea do Capivari, bem como a freqüência dos diques que seccionam o

complexo metamórfico, fazem com que estas áreas apresentem uma densidade de drenagem também alta.

Quando sobre os filitos, a densidade de drenagem varia entre alta e muito alta. Na sub-bacia do Campestre, sobre filitos de granulação mais fina, mais impermeáveis, a drenagem é expressivamente densa, enquanto que na sub-bacia do Médio Capivari, a drenagem é menos expressiva, comparativamente, possivelmente sobre filitos de granulação mais grossas, mais permeáveis.

Quanto ao diabásio, a espessura delgada dos diques geralmente não permite uma rede de drenagem própria. Entretanto, quando eles cortam corpos calcários eles formam morrotes ou espigões muito alongados e barram o livre escoamento das águas tanto superficiais quanto subterrâneas. Os diques podem também direcionar a drenagem de alguns corpos de água.

Quando estes diques cortam rochas mais resistentes como gnaisses migmatitos e até mesmo filitos mais consolidados, eles apresentam menor resistência relativa do que as encaixantes, servindo de faixas de inserção preferencial de segmentos da rede de drenagem fazendo aumentar a densidade nestas faixas (50 a 150 m).

Quanto ao rio principal

Como visto, as nascentes do Rio Capivari ocorrem em área da Formação Setuva. Neste ponto, o curso d'água segue em direção ao sul e depois para oeste até o exutório da bacia das "Nascentes do Capivari", quando então flexiona para sul, atravessando um corpo de quartzito, de forma encaixada formando um vale em "V", como se pode notar na representação esquemática do corte do relevo na FIGURA 58.

A localização deste corte está presente na Carta de Hidrografia e Drenagem (FIGURA 47) sob a designação de 4B. Depois de percorridos 4 km, o rio continua na direção sul, e o vale se torna mais aberto, em forma de U, como pode ser verificado na FIGURA 59, No corte 4B. Este setor apresenta como litologia, os filitos do Grupo Açungui.

No total, o rio percorre na bacia 26 km, embora a FIGURA 60 mostre o perfil longitudinal até 22,5 km, pois a partir deste ponto fica estável até o exutório. Na cota 950, encontra-se a Campina dos Tavares, onde se reúnem o exutório das sub-bacias: Nascentes do Capivari, Antinha e Água Comprida; e a partir de onde o rio passa a correr no sentido Norte-Sul. Na cota 870, o rio entra na Várzea do Capivari, antes disto ele passa por algumas outras várzeas de menores dimensões.

FIGURA 58 - CORTE TRANSVERSAL NA CALHA DO RIO CAPIVARI (CORTE A)

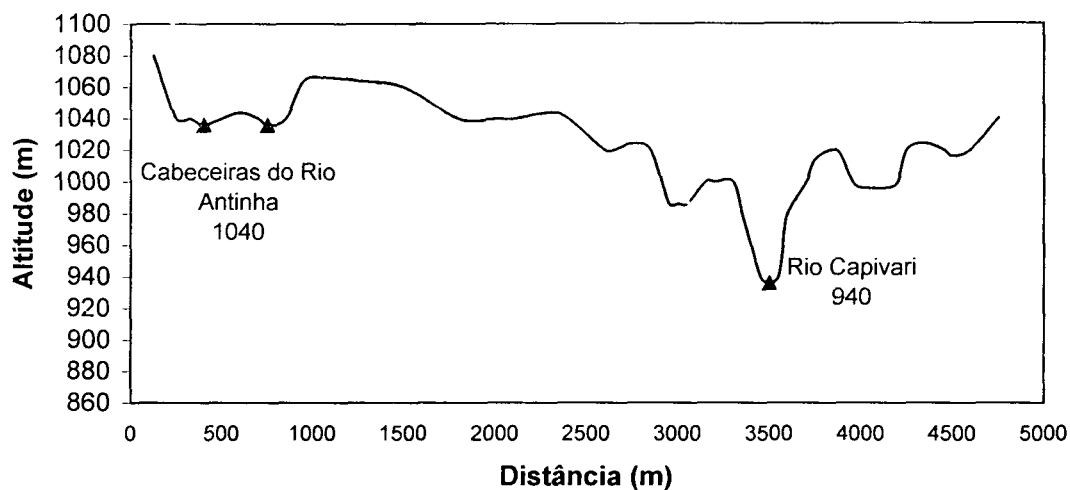
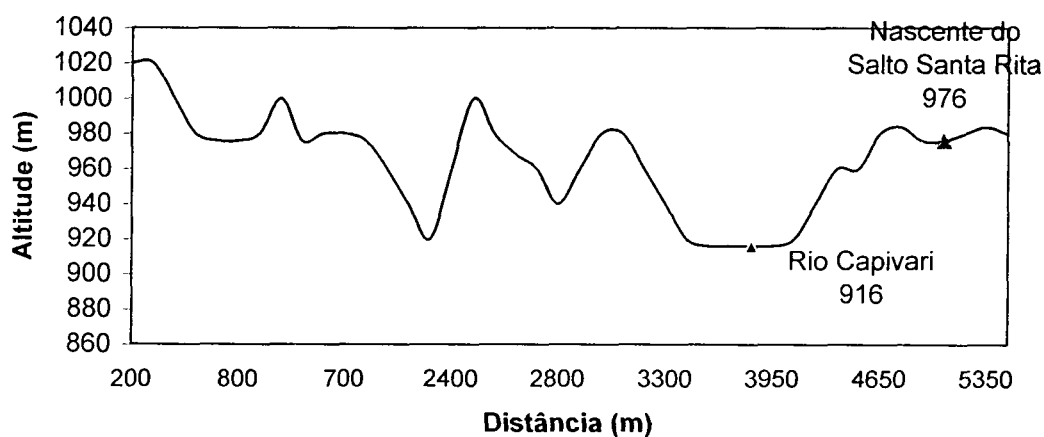
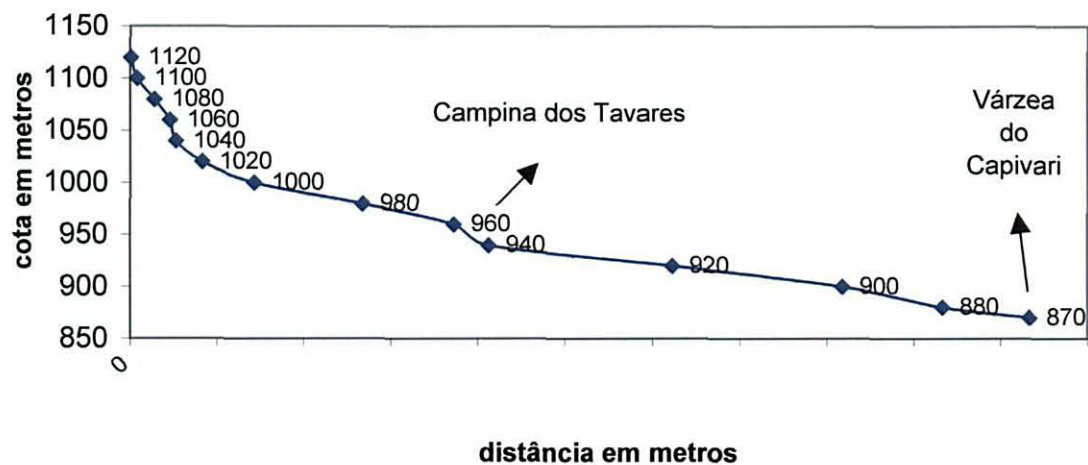


FIGURA 59 - CORTE TRANSVERSAL NA CALHA DO RIO CAPIVARI (CORTE B).



Nesta FIGURA 60, observa-se que a partir da cota 1120 m, nas nascentes, até a cota 870 metros, o rio apresenta um desnível de 11 m / km. CANALI (1980), estudando uma bacia maior que inclui a bacia do Alto Capivari, encontrou um desnível de 5m / km, até a cota de 500 metros, o que parece ser condizente com a tendência a um maior desnível quanto mais longe das nascentes. A largura máxima do rio ocorre no exutório da bacia, em torno de 8 a 10 metros.

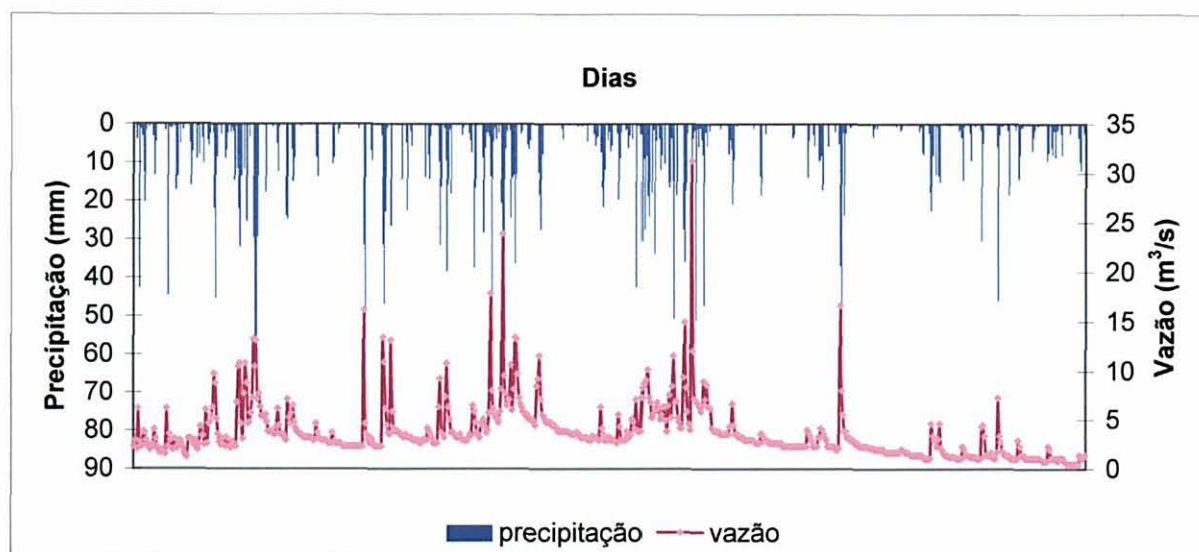
FIGURA 60 - PERFIL LONGITUDINAL DO RIO CAPIVARI



Vazão e precipitação

Tratando-se os dados de vazão fluviométrica da Chácara da Luz e os de precipitação pluviométrica obtidos pela ponderação entre as estações de Colombo e de Bocaiúva, obtém-se o seguinte gráfico da FIGURA 61, onde a vazão figura em rosa e a precipitação ponderada em azul.

FIGURA 61 - VAZÃO E PRECIPITAÇÃO DIÁRIAS ENTRE OS ANOS DE 97, 98 E 99.



Neste gráfico, observa-se uma tendência geral de uma resposta bastante rápida da vazão em função da precipitação, uma vez que picos de vazão são praticamente coincidentes aos picos de precipitação.

Coeficiente médio de escoamento

Para obter o escoamento médio anual, foi necessário proceder como indicado no item 4.2.2.1 em “Método”:

Assim, para o ano de 1997, considerando a área da bacia de 126,19 km²(A), o total de precipitação pluviométrica (pp), de 1468,44 mm (ou 1468,44 L/m²) e o resultado multiplicado por 1.000, para a conversão de quilômetros para metros, o volume precipitado resultante foi de 185.302.044 m³ / ano (FÓRMULA 14).

A vazão total anual para 1997 foi obtida pela FÓRMULA 15. Sendo a vazão média do ano de 1997 de 2,92 m³/s, a vazão resultante foi de 92.085.120 m³/ ano.

O coeficiente de escoamento superficial em porcentagem (% Qm) foi obtido pela FÓRMULA 17, através de uma regra de três simples, ou seja, 92.085.120 m³/ ano x 100 / 185.302.044 m³/ano. Isto resulta em **49,68% de escoamento médio anual superficial**.

A TABELA 24 sintetiza os resultados para os anos de 1997, 1998 e 1999. A mediana dos três anos amostrados foi de 2,93 m³/s, sendo o desvio médio das vazões de 2,42 m³/s.

Assim, observando a TABELA 24, verifica-se que a média do escoamento direto por precipitação está entre 50 a 54 % para estes 3 anos. Para a bacia do Ribeira, como um todo, a taxa de escoamento superficial médio, estimada com dados de 20 anos (1974-1993) foi de 39% (JICA, 1995), e conseqüentemente uma taxa de evapotranspiração somada à de infiltração de 61%.

No restante do Estado, com exceção da bacia litorânea (rios NHUNDIAQUARA e MARUMBI), a taxa de escoamento superficial é de 42% e da evapotranspiração mais infiltração de 58%. Para a bacia do rio Nhundiaquara, foi encontrado um índice de 68,8% de escoamento superficial (JICA, 1995, a).

Assim, para a bacia do Alto Capivari, o escoamento médio superficial é bastante alto, justificando em parte a resposta rápida da vazão frente à precipitação, ilustrado pela FIGURA 61. Este escoamento é superior ao da média do Estado e superior a média encontrada para a bacia do Ribeira. Isto pode ser justificado pela altitude elevada, maior umidade relativa média do ar e conseqüente menor taxa de evapotranspiração e também pelo relevo mais acidentado, típico de área de nascentes, como é o caso da bacia do Alto Capivari.

TABELA 24: PORCENTAGEM MÉDIA DE ESCOAMENTO DIRETO / PRECIPITAÇÃO, PORCENTAGEM DE "PERDA" E VAZÃO ESPECÍFICA PARA OS ANOS DE 1997, 1998 e 1999.

Ano	Pp anual (mm)	Q médio (m ³ /s)	% Média de escoamento direto	Escoamento direto / precipitação	% de "perda" (evapotranspiração mais infiltração)	Q específica (l/s/km ²)
97	1468,44	2,92	50	0,50	50	22,60
98	1975,16	4,27	54	0,54	46	33,05
99	1468,63	3,05	52	0,52	48	23,60
Média*	1637,41	3,41	52	0,52	48	26,42

NOTA: * média resultante dos três anos.

Considerando que a precipitação estimada pelo projeto KARST para esta região foi de 1400 mm anuais (item 4.1.1.8), o escoamento deve estar ao redor de 700 mm. Os índices encontrados devem ajudar a esclarecer a prolongada polêmica que persiste sobre a evapotranspiração real na região do Carste Curitibano, uma vez que os valores apresentados em estudos, relatórios, EIAs - RIMAS se escalonam entre 550 e mais de 1000 mm / ano.

Analisando a carta geológica, observa-se também que uma grande parte da área se encontra sob litologias muito impermeáveis, que favorecem o escoamento superficial em detrimento da infiltração, tais como filitos mais impermeáveis, a exemplo dos que ocorrem na sub-bacia do Campestre, além dos gnaisses e granitos do embasamento cristalino.

Para a área de estudo, a vazão mínima foi de 0,46 m³/s durante os anos monitorados, de 1997 a 1999 e por 9 dias consecutivos, ocorridos na segunda quinzena de dezembro de 1999. Sendo a área da bacia de 126,19 km², pode-se considerar a vazão mínima específica do período amostrado com sendo de 3,64 l / s / km².

Esta vazão mínima específica apresenta valor muito menor que o determinado pelo JICA (1995, a) para o aquífero cárstico, cuja vazão mínima média de estiagem com sete dias de duração seria de 8,9 l / s / km² e mesmo para a Formação Guabirotuba (Q7m = 4,2 l / s / km²) e condiz com a vazão mínima média de drenagem para o embasamento cristalino (Q7m = 3,6 l / s / km²).

BONACIM (1996), obteve valores semelhantes para a Alta da Bacia do rio Barigui, no compartimento de Tranqueira, vizinha da área de estudo e que apresenta condições geológicas e geomorfológicas similares: planalto de mármore dolomíticos cortados por espigões sustentados por filitos e diques de diabásio sob idêntico índice pluviométrico. A autora encontrou um escoamento superficial médio de 0,146 m³/s para uma área de 33,617 km², o resultaria numa vazão específica média 4,3 l/s/km².

Erosividade

A diferença significativa encontrada nos parâmetros de qualidade de água entre as séries estudadas (86/87 e de 1998 a 2000), poderia ser decorrente de uma maior erosividade das chuvas na série 86/87, e deveria influir na erodibilidade dos terrenos e conseqüente aumento da erosão e turbidez. Afim de elucidar esta questão foi calculada a erosividade para os anos 1987, 1998, 1999 e 2000.

Assim, de posse dos dados pluviométricos, obtidos pela média ponderada das duas subestações (Colombo e Bocaiúva do Sul), foi obtida a precipitação média mensal e a precipitação total anual dos anos mencionados. A partir destes dados, foi calculada a erosividade, de acordo com a FÓRMULA 2, sendo os resultados apresentados na TABELA 25.

TABELA 25: PRECIPITAÇÃO MÉDIA E TOTAL PONDERADA NA BACIA DE ESTUDO PARA OS ANOS DE 86, 98, 99 E 2000 (em mm).

Meses	1987	1998	1999	2000
janeiro	173,0	158,1	310,5	164,3
fevereiro	174,2	111,1	363,9	133,2
março	36,2	320,7	99,2	64,5
abril	115,8	206,2	51,6	6,4
maio	320,1	45,1	42,5	23,4
junho	158,6	101,5	78,9	143
julho	42,8	181,4	150,5	76,4
agosto	47,2	185,9	5,9	126,6
setembro	111,1	318,2	113,2	217,3
outubro	126,9	198,7	125,0	133,9
novembro	66,9	11,5	59,8	114,1
dezembro	116,9	135,6	88,5	152,4
total	1489,8	1973,8	1489,3	1355,6
Média anual mensal	124,2	164,5	124,1	112,9

A erosividade resultante da bacia de estudo pode ser observada na TABELA 26.

TABELA 26: EROSIVIDADE MÉDIA MENSAL E TOTAL ANUAL PARA A BACIA DO ALTO CAPIVARI

Erosividade (t/ha.mm/h)	1987	1998	1999	2000
Erosividade média	50	64	50	46
Erosividade total anual (média x 12 meses)	602	765	602	556

Assim, analisando os resultados obtidos frente à classificação, dada pela TABELA 3, considera-se a erosividade dos anos 86, 99 e 2000 como sendo de moderada a forte, enquanto que o ano de 98, se diferencia dos demais sendo considerada forte. Já de acordo com a TABELA 4, uma adaptação feita por BELTRAME (1994), para o Estado de Santa

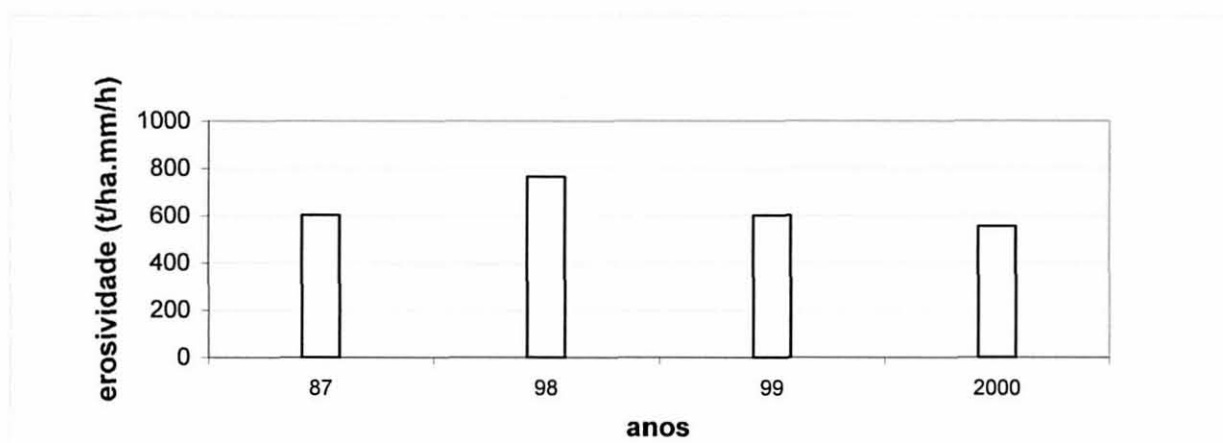
Catarina, a erosividade de 86 e 99, pode ser considerada média, enquanto que a de 98, pode ser considerada muito forte e a de 2000 como sendo débil.

Uma vez considerada a média dos três anos mais recentes (98, 99 e 2000) ver-se-á que na média a erosividade foi de 641 t/ha.mm/h, sendo assim considerada moderada a forte pela tabela de CARVALHO (1994) e média pela tabela de BELTRAME (1994).

A FIGURA 62 ilustra através de um gráfico a erosividade encontrada nos anos estudados.

Assim, através de ambas as classificações, conclui-se que o potencial da chuva em causar erosão em 1998, se destacou dos demais anos. Entretanto, o ano de 86/87 não foi destacado nem pela forte, nem pela fraca erosividade. Dando subsídios à conclusão de que não foi a erosividade a responsável por causar aumento na turbidez das águas na série 86/87.

FIGURA 62 - EROSIVIDADE NOS ANOS DE 87, 98, 99 E 2000.

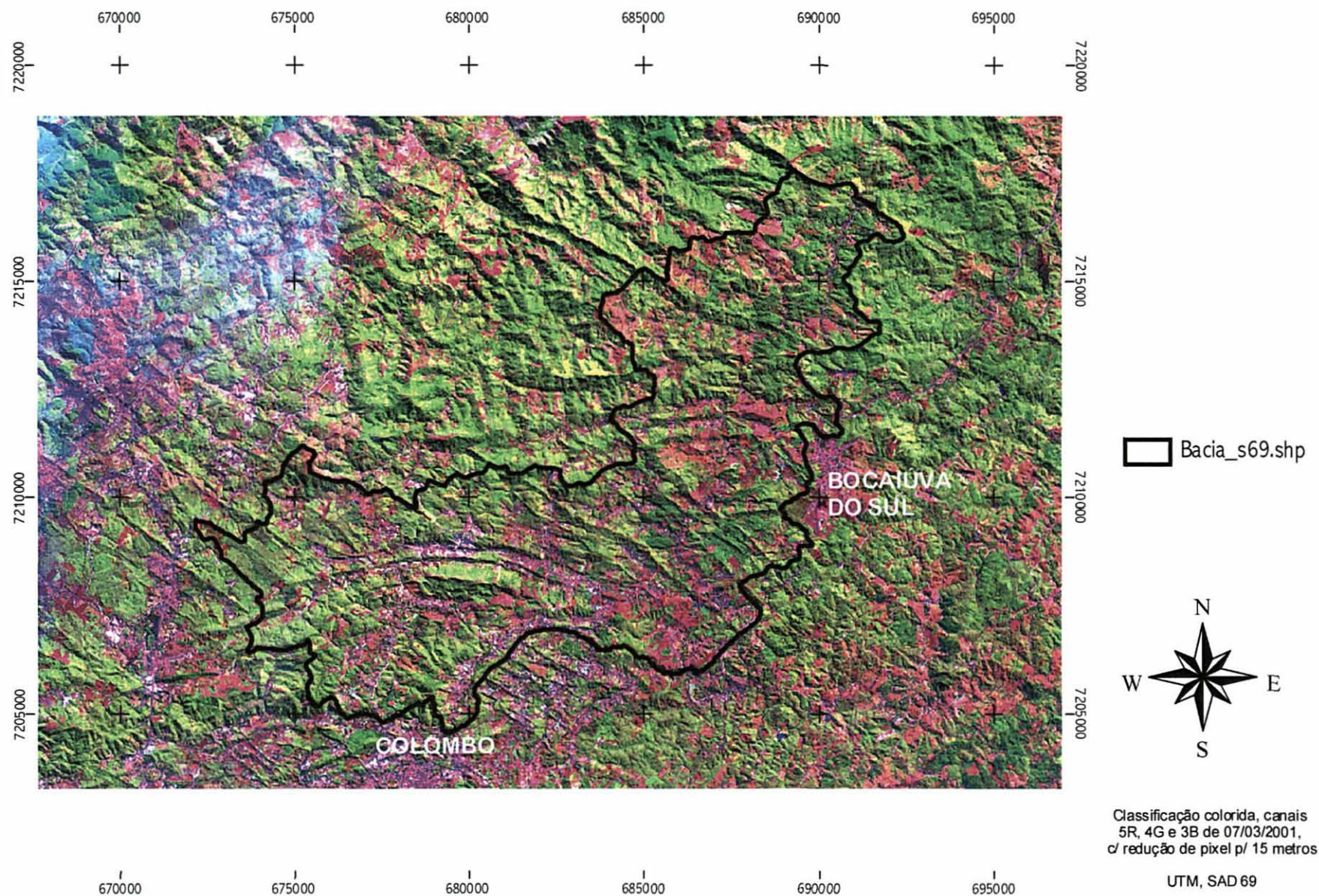


5.2.2. Avaliação temporal do uso e ocupação das terras

5.2.2.1. Uso e ocupação das terras

A FIGURA 63 apresenta a imagem LANDSAT TM 7 da bacia hidrográfica do Alto Capivari e do entorno da bacia e representa o estado de terreno em termos refletivos quando da tomada desta imagem, em março de 2001. Nesta imagem, a cor rosa reflete áreas sem vegetação, a cor verde as áreas vegetadas e as brancas são as de alta refletância, tais como pedreiras, construções, etc.

FIGURA 63 - IMAGEM LANDSAT TM 7 DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO CAPIVARI



A partir desta imagem, foi feita classificação em termos de uso e ocupação das terras. A carta resultante consta na FIGURA 64. Nesta carta foram discriminadas 7 tipologias: formações arbustivo-arbóreas, bracatinga, campo, áreas edificadas, agricultura, mineração e água.

Um outro tema separado na classificação da imagem foi o de sombra, referente às áreas que não receberam luz solar direta, no momento em que a imagem foi obtida pelo satélite, correspondendo às vertentes mais íngremes e voltadas para sudoeste.

A tipologia “formações arbustivo-arbóreas” compreende as áreas onde predominam árvores e arbustos, cuja resposta em relação a diferentes refletâncias espectrais são semelhantes. Observações de campo indicam que esta tipologia contém: áreas florestais pertencentes ao domínio da Floresta Ombrófila Mista, algumas áreas de reflorestamentos de Pinus e eucalipto e Sistemas Secundários de Ocupação em fases mais adiantadas 3ª, 4ª e 5ª fases que correspondem às também denominadas, segundo IBGE (1991), de: “capoeira rala”, “capoeira” e “capoeirão”.

Estas fases sucessionais dos Sistemas Secundários de Ocupação se referem ao predomínio dos elementos arbustivo-arbóreos, com poucas espécies herbáceas, comparecendo desde lenhosas de baixo porte, de 3 metros de altura, até indivíduos de porte mais elevado, de 15 metros de altura, sendo característica desta tipologia o recobrimento arbóreo contínuo ou quase contínuo, do dossel realmente efetivo, em termos de refletância.

A área pertencente à tipologia “Bracatinga” apresenta como característica principal o domínio desta espécie, cuja refletância é diferenciada das demais e assim facilmente identificada na classificação da imagem.

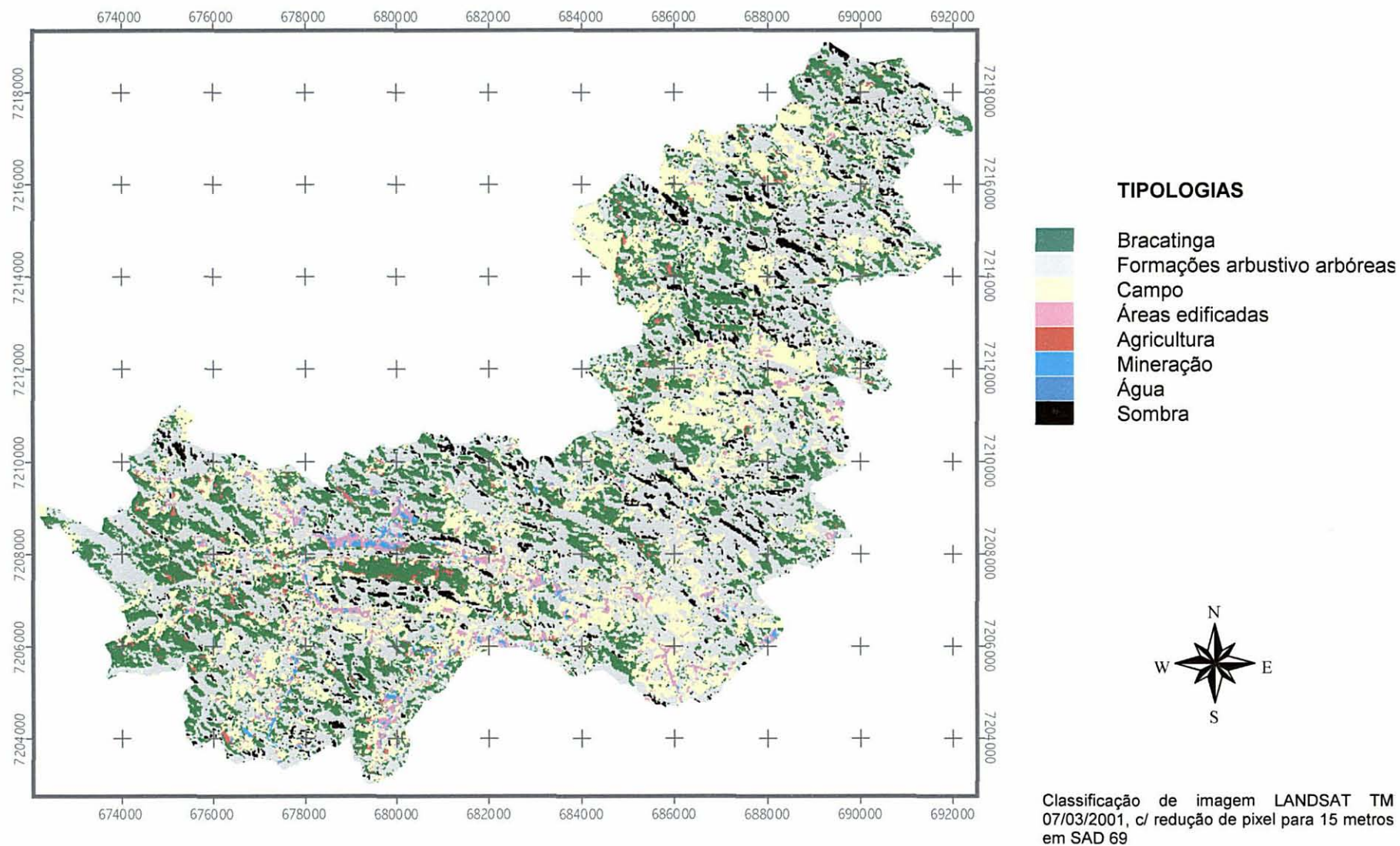
Foram designadas de “campos”, as áreas com dominância da vegetação rasteira, com pouca a nenhuma espécie arbustiva, tais como áreas de pastagens, áreas sob o domínio da Estepe Gramíneo lenhosa e Sistemas Secundários de Ocupação nas fases 1 e 2, esta última também chamada de “capoeirinha” (IBGE, 1991). Os Sistemas Secundários de Ocupação nas primeiras fases correspondem às terras de agricultura deixadas em pousio ou abandonadas.

Estas áreas podem ser classificadas, em termos de dinâmica da paisagem, como “áreas de incultura” ou regressão cultural. Tendo em vista que nem mesmo a pecuária extensiva tem substituído a maioria destas áreas, pela conjunção da baixa fertilidade natural do terreno e do parcelar rural diminuto para este tipo de atividade. Estas entram em processo de sucessão natural, apenas perturbado localmente pela ação ocasional do fogo.

Quanto às áreas de domínio da estepe gramíneo-lenhosa, correspondem aos campos naturais sobre as cristas de quartzitos, já mencionados (ver item 4.1.1.6).

FIGURA 64 - CARTA DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS DE 2001

CARTA DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS **BACIA DO ALTO CAPIVARI** **2001**

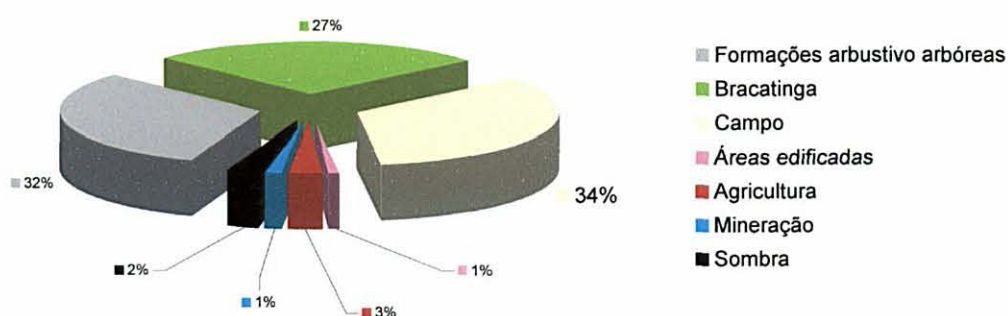


Quanto à tipologia “áreas edificadas” corresponde às áreas sem vegetação e com construções, tais como casa, celeiros, galpões, pátios, estacionamentos, arruamentos para estradas, etc.

A tipologia “água” compreende represas, açudes e lagos. Esta tipologia ocupa 0,002% da área e assim não foi inserida no gráfico da FIGURA 65, que mostra a distribuição das tipologias em termos percentuais.

A tipologia “mineração” compreende áreas onde as lavras de mineração de calcário estão expostas.

FIGURA 65 – DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DAS TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS EM 2001



Na tentativa de compreender a evolução do uso e ocupação das terras na bacia do Alto Capivari, foram comparadas as cartas referentes ao ano de 1980 (FIGURA 23) e do ano de 2001 (FIGURA 64), em termos de expansão ou retração de algumas tipologias.

Como a metodologia utilizada na elaboração destas cartas foi diferente, foi necessário dividir a tipologias em grandes grupos para que as mesmas pudessem ser comparadas, como mostra a TABELA 27.

Quanto às tipologias “bracatinga” e “áreas agrícolas”, a comparação poderá ser feita praticamente sem problemas uma vez que as duas são facilmente identificáveis, tanto em fotos aéreas quanto em imagem de satélite.

Quanto à tipologia “formações arbustivo-arbóreas” da carta de 2001, esta poderá ser comparada à carta de 1980, desde que se considere nesta última, um conjunto de tipologias: as áreas de domínio da Floresta Ombrófila Mista, as áreas de reflorestamento e

os Sistemas Secundários de Ocupação ("capoeira"). Esta comparação poderá ser visualizada em termos quantitativos no subtotal das formações arbustivo-arbóreas.

TABELA 27 - COMPARAÇÃO QUANTITATIVA ENTRE TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS ENTRE EM 1980 E 2001

ANO	1980		2001		
TIPOLOGIAS	Área ocupada pela tipologia em Km ²	% da área ocupada pela tipologia	Área ocupada pela tipologia em Km ²	% da área ocupada pela tipologia	% de alteração
Bracatinga	30,83	24,63	33,93	27,10	+2,47
Outras formações arbóreas densas	11,95	9,55	39,44	31,5	
Sistemas Secundários de Ocupação (capoeira)	17,60	14,06			
Sub-total das formações arbustivo arbóreas	60,38	48,24	73,37	58,6	+10,36
Campo	62,06*	49,57	42,35	33,83	
Água			0,003	0,002	
Áreas edificadas			1,15	0,92	
Mineração			1,80	1,44	
Sub-total dos "campos"	62,06*	49,57	45,3	36,19	-13,38
Agricultura	2,74	2,19	3,51	2,81	+0,62
Sub-total	125,19	99,99	122,81	98,09	
Sombra			3,02	2,41	
Total			125,19	100	

Nota: * Campo/outros: áreas de gramíneas rasteiras, áreas em repouso e outros tipos não incluídos nos acima relacionados e também não pertencentes a áreas urbanas ou brejos. As áreas de represas e lagos foram incorporadas nesta unidade.

Quanto à tipologia "campos", na carta de 1980, ela compreende além dos campos, as tipologias referentes à água, áreas edificadas e mineração. Assim, esta comparação poderá ser visualizada no subtotal dos "campos".

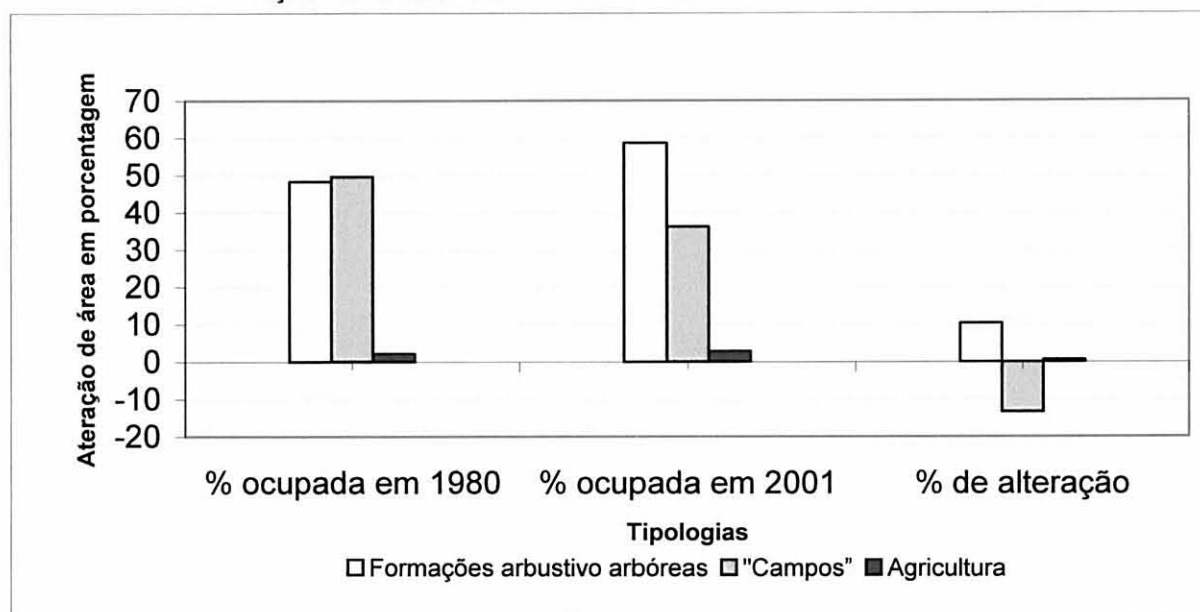
Assim, verifica-se que as tipologias referentes às áreas de cobertura arbustivo-arbóreas aumentaram em aproximadamente 10% para toda a bacia, enquanto que os "campos", diminuíram em aproximadamente 13 %. Como as áreas edificadas e as áreas de mineração não diminuíram de 1980 para 2001, deve-se supor que muitas áreas de campo foram deixadas sem utilização e sofreram o processo de sucessão ao estágio de capoeira.

Quanto às áreas de bracatinga e agricultura, tiveram aumento pouco expressivo de aproximadamente 2% e 0,5%, respectivamente como mostra a FIGURA 66. Nesta figura observa-se também o decréscimo percentual da tipologia "campos".

Um aspecto que deve ser considerado é que em virtude de haver na área uma forte ocupação de bracatinga e que esta possui um ciclo médio de corte de 7 anos, não se pode afirmar que houve uma real alteração destas florestas, comparando as cartas de 1980 e

2001. As variações detectadas são muito reduzidas para indicarem qualquer tendência em relação à área total ocupada pela bracinga. Entretanto, a estabilidade deste uso observado parece compatível com as observações de campo.

FIGURA 66 – ALTERAÇÃO PERCENTUAL DA ÁREA OCUPADA PELAS TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS EM 1980 E 2001.



Outro problema advindo da comparação entre as metodologias de cartografia do uso e ocupação das terras se refere às dimensões das áreas mínimas de mapeamento. Observa-se que a carta de 2001 apresenta diminutas unidades enquanto que, na carta de 1980 só se mapeiam unidades maiores. Assim, tipologias mais fragmentadas não são consideradas na carta de 1980, apesar de serem resultado da interpretação de fotos-aéreas nas escala de 1:25.000 com um poder de resolução espacial bem maior do que a imagem LANDSAT-TM de 2001. Este aparente paradoxo se deve a três motivos:

- a) Na primeira carta, o fotointerprete trabalhou visualmente e de forma analógica tendo exercido seu poder de síntese e generalização, englobando em unidades maiores, os encraves de vegetação distinta existentes no interior destas unidades. Os encraves, de acordo com IBGE (1991), são sistemas de transição ou de tensão ecológica de contato abrupto, comparecendo lado a lado tipos de vegetação diferentes;
- b) Na carta de 2001, o processo de classificação automática supervisionada considera cada *pixel*, no caso de 15mx15m, sendo utilizado no final apenas

uma “uniformização de temas” para reduzir a granulação da carta. Pequenos encraves são assim diferenciados;

- c) Deve-se lembrar ainda que a resolução espectral da imagem é muito maior e encraves de vegetação diversa que passam praticamente despercebidos, no mesmo tom de cinza na foto pancromática, são individualizados em outras unidades durante a classificação MAXVER.

5.2.2.2. Floresta ciliar

A floresta ciliar foi quantificada a partir da interpretação de fotos aéreas pancromáticas de 1980 e 1996, conforme descrito em “MÉTODO” (item 4.2.2.2), para todos os canais de drenagem e não somente para os rios, sendo os resultados totalizados em termos de comprimento de floresta ciliar por sub-bacias. A FIGURA 67 ilustra a Carta de Floresta ciliar, composta pelas fotos aéreas de 1980 e 1996.

Na FIGURA 68 pode-se observar como foi feita a interpretação das florestas ciliares nas fotos aéreas digitais de 1996, em escala original 1:60.000. Deve-se observar que as fotos digitais permitem uma ampliação suficiente para se delimitar esta tipologia florestal.

Nesta carta da FIGURA 67, pode-se visualizar a floresta ciliar presente em 1980, em 1996 e a que se apresenta em ambas as datas, ou seja, 1980 e 1996, nos mesmos canais de drenagem, previamente delimitados. Isto foi necessário para se avaliar a floresta que foi mantida, a que foi derrubada e a que sofreu um processo de sucessão evoluindo de Sistemas Secundários de Ocupação, para comunidades mais desenvolvidas com indivíduos maiores, identificados como uma formação de recobrimento arbóreo contínuo.

O resultado quantitativo pode ser observado nas TABELAS 28 e 29. Nestas tabelas estão presentes: extensão em quilômetros da floresta ciliar ao longo dos canais de drenagem, densidade de floresta ciliar, número de fragmentos florestais ciliares e comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares. Para uma melhor contextualização, há também nesta tabela alguns elementos já vistos na análise morfométrica, tais como: área das bacias, extensão da rede de drenagem e densidade de drenagem.

Considerando que o maior valor para o índice “densidade de floresta ciliar” é de 1, ou seja, 1 quilômetro de floresta ciliar, em ambas as margens, para cada quilômetro de drenagem, nota-se a forte degradação da floresta ciliar já em 1980. Neste ano, a maior densidade de florestas encontrava-se nas Nascentes do Capivari (0,40), apesar de estar mais de 100% aquém do ideal. O menor valor encontrava-se na sub-bacia do rio Antinha (0,16).

FIGURA 67: CARTA DE FLORESTA CILIAR

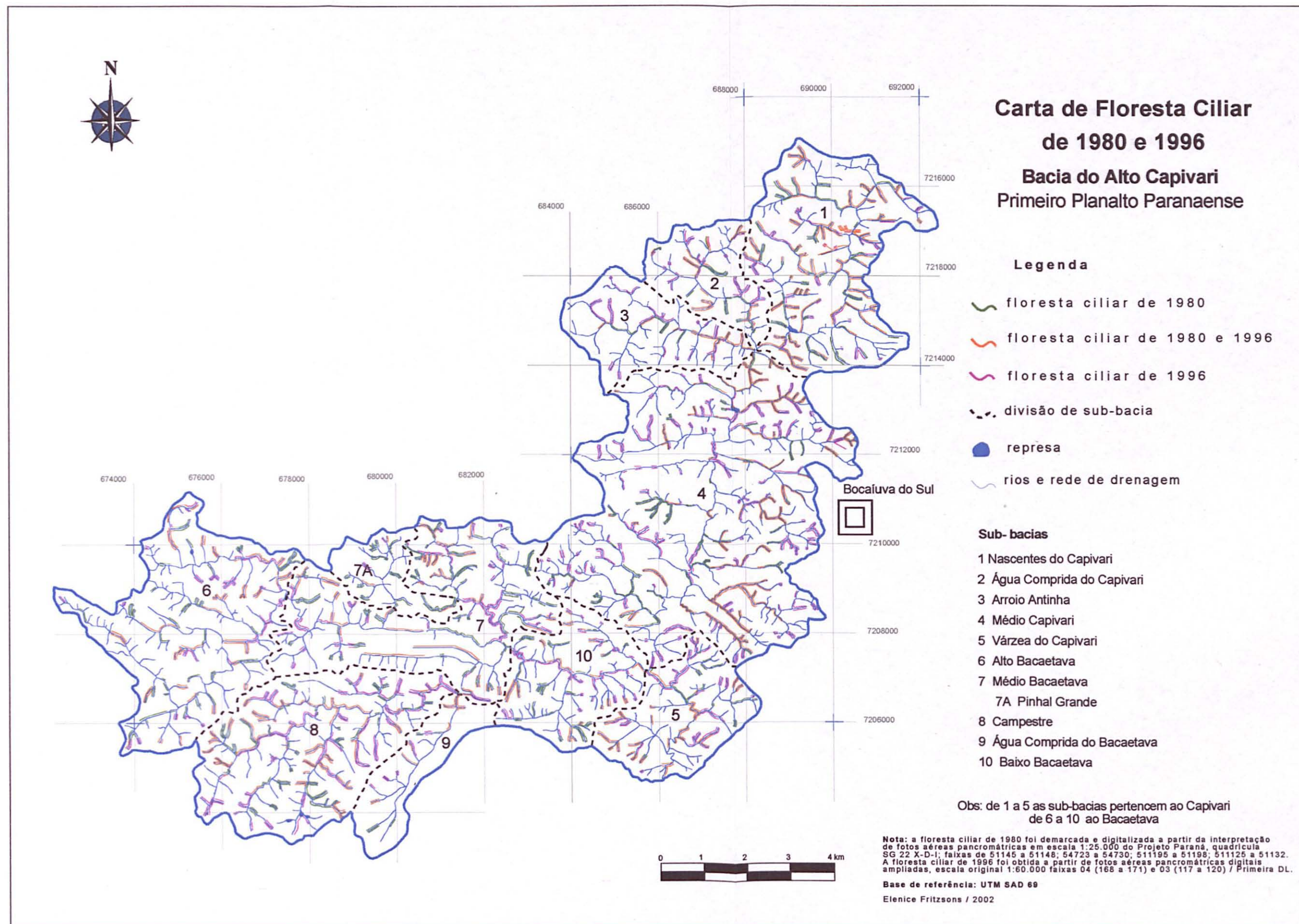


FIGURA 68 - FOTOINTERPRETAÇÃO DE FLORESTA CILIAR

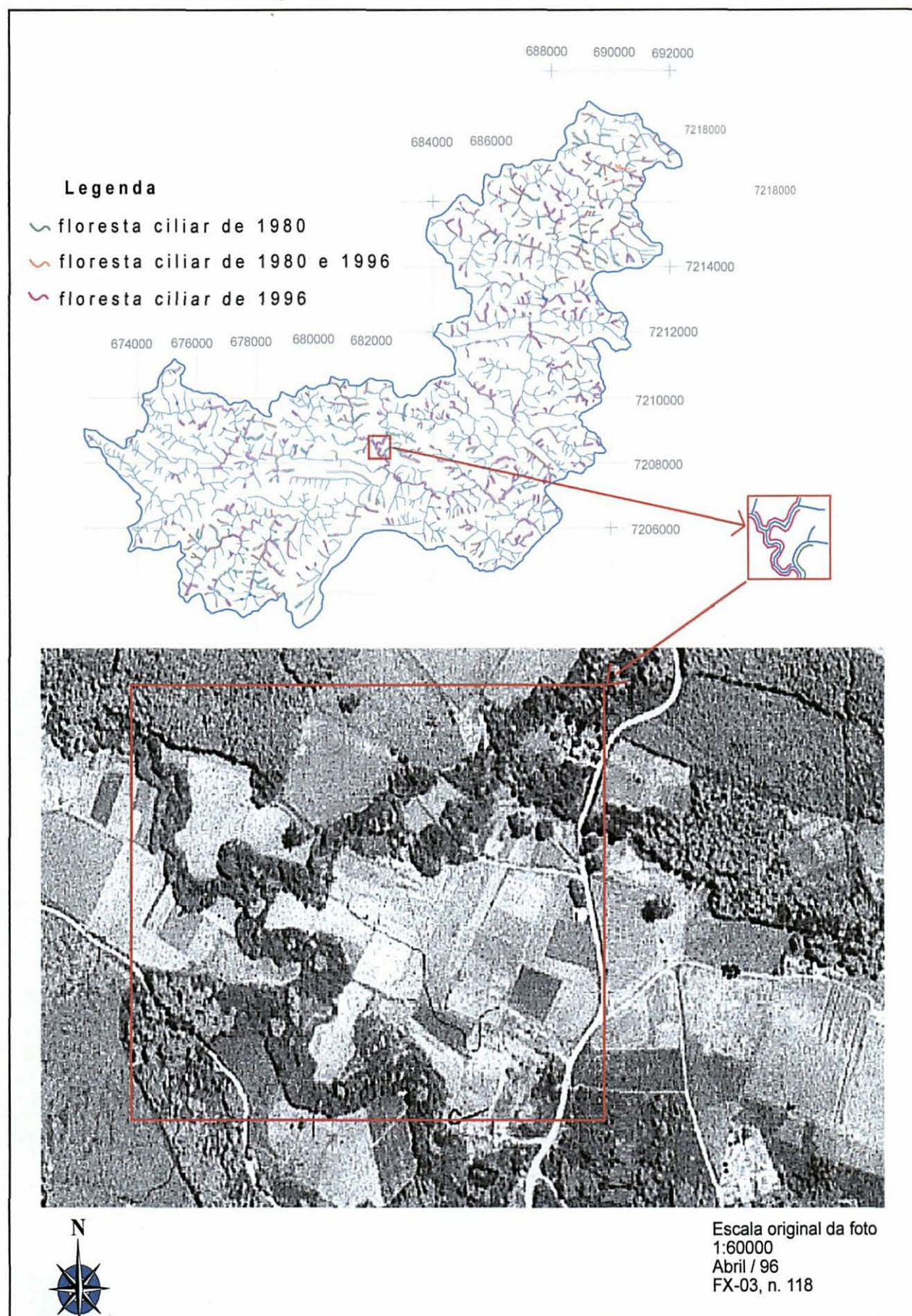


TABELA 28 - DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS CILIARES EM 1980 E 1996, PARA AS SUB-BACIAS.

Sub bacias	Divisão das Sub- bacias	Área (km ²)	Extensão da drenagem (km)	Dd* (km/km ²)	Floresta ciliar (km) 1980	Floresta ciliar (km) 1996	Densidade de Floresta ciliar** 1980	Densidade de Floresta ciliar** 1996	% de alteração dens. de floresta ciliar	Nº de Fragmentos florestais 1980	Nº de Fragmentos florestais 1996	Comprimento médio dos fragmentos*** 1980 (km)	Comprimento médio dos fragmentos*** 1996 (km)	% de alteração comprimento de fragmentos
Capivari	Nascentes do Capivari	14,4	55	3,8	44	41	0,40	0,37	-6,8	60	45	0,73	0,91	24,66
	Água Comprida	4,8	18	3,7	9,5	16	0,26	0,44	68,4	15	16	0,63	0,59	-6,35
	Antinha	6,1	22	3,6	7	10	0,16	0,23	42,9	10	18	0,70	0,55	-21,43
	Médio Capivari	33,2	102	3,1	64	82	0,31	0,40	28,1	86	96	0,74	0,85	14,86
	Várzea do Capivari	7,1	29	4,0	14	17	0,24	0,29	21,4	32	26	0,48	0,66	37,50
Bacaetava	Alto Bacaetava	16,1	69	4,3	30	25	0,22	0,18	-16,7	57	40	0,52	0,62	19,23
	Campestre	14,5	53	3,6	34	42	0,32	0,40	23,5	62	36	0,55	1,16	110,91
	Água Comprida	4,1	10	2,3	4	3	0,20	0,15	-25,0	10	10	0,4	0,4	0,00
	Médio Bacaetava	17,5	52	3,0	35	30	0,34	0,29	-14,3	79	51	0,69	0,59	-14,49
	Baixo Bacaetava	7,4	28	3,8	13	15	0,23	0,27	15,4	32	33	0,41	0,45	9,76

Nota: * densidade de drenagem (totalização da drenagem da sub-bacia dividido pela área da sub-bacia); ** densidade de floresta ciliar (totalização da floresta ciliar dividido pela totalização da drenagem da sub-bacia e o total dividido por dois); ***comprimento médio dos fragmentos florestais (extensão de floresta ciliar dividido pelo número de frag. florestais ciliares).

TABELA 29 - DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS CILIARES EM 1980 E 1996 PARA A BACIA DO ALTO CAPIVARI, BACAETAVA E CAPIVARI.

Sub bacias	Área (km ²)	Extensão da drenagem (km)	Dd* (km/km ²)	Floresta ciliar (Km) 1980	Floresta ciliar (Km) 1996	Densidade de floresta ciliar 1980	Densidade de Floresta ciliar** 1996	% de alteração dens. de floresta ciliar	Nº de Fragmen- tos florestais 1980	Nº de Fragmen- tos florestais 1996	Comprimento médio dos fragmentos 1980 (km)	Comprimento médio dos fragmentos 1996 (km)	% de alteração comprimento fragmentos
Capivari	65,58	225,6	3,44	138,5	165,8	0,31	0,37	19,3	203	201	0,68	0,82	20,90
Bacaetava	59,61	211,3	3,54	115,7	116,3	0,27	0,28	0	240	170	0,48	0,68	41,91
Alto Capivari	125,19	436,9	3,49*	254,2	282,1	0,29	0,32	10,3	443	371	0,57	0,76	32,51

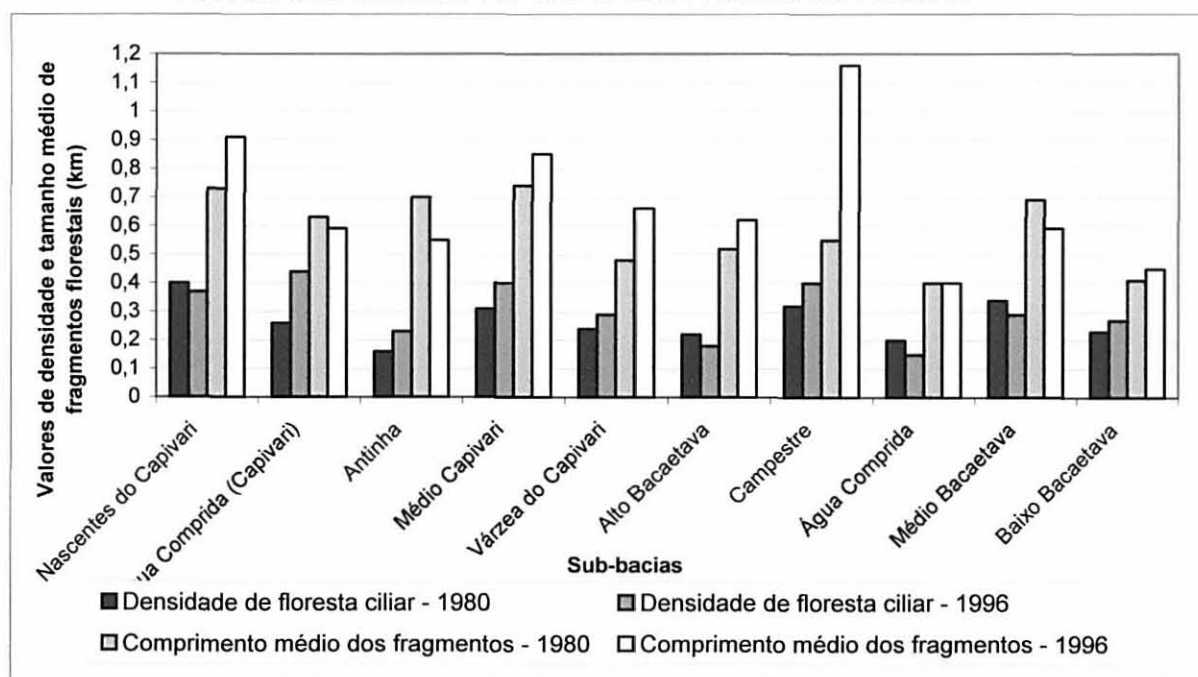
Observação: os resultados foram totalizados em planilha Microsoft - EXCELL, que guarda informações numéricas com várias casas de aproximação. Assim, os sub-totais podem divergir dos apresentados nesta tabela quando calculados com números não aproximados.

Em 1996, o maior valor da densidade de floresta ciliar encontrava-se na sub-bacia de Água Comprida, na sub-bacia do Capivari (0,44), sendo o menor valor na sub-bacia do Alto Bacaetava (0,15).

Quanto ao comprimento médio de fragmentos de floresta ciliar, em 1980 os maiores valores foram encontrados nas bacias das Nascentes do Capivari e do Médio Capivari, em torno de uma média de 730 metros por fragmento e o menor valor em Água Comprida, da sub-bacia do Bacaetava, com uma média de 400 metros. Em 1996, o menor valor de 400 metros se manteve na sub-bacia de Água Comprida (no Bacaetava), sendo o maior valor foi encontrado na sub-bacia do Campestre, também no Bacaetava, com uma média linear de mais de 1 km.

O gráfico da FIGURA 69 ilustra os valores de densidade de floresta ciliar e do comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares, por sub-bacias, tais como apresentadas na TABELA 28. Nesta pode-se verificar que na bacia de Água Comprida (do Capivari), ocorreu o maior acréscimo em termos de floresta ciliar, sendo que o maior desflorestamento ocorreu nas nascentes do Bacaetava, sub-bacia de Água Comprida.

FIGURA 69 - DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES EM 1980 E 1996 PARA AS SUB-BACIAS



Quanto à alteração no comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares, na sub-bacia do Campestre, houve um aumento de mais de 100% enquanto na sub-bacia de Antinha (no Capivari) uma redução de mais de 20%.

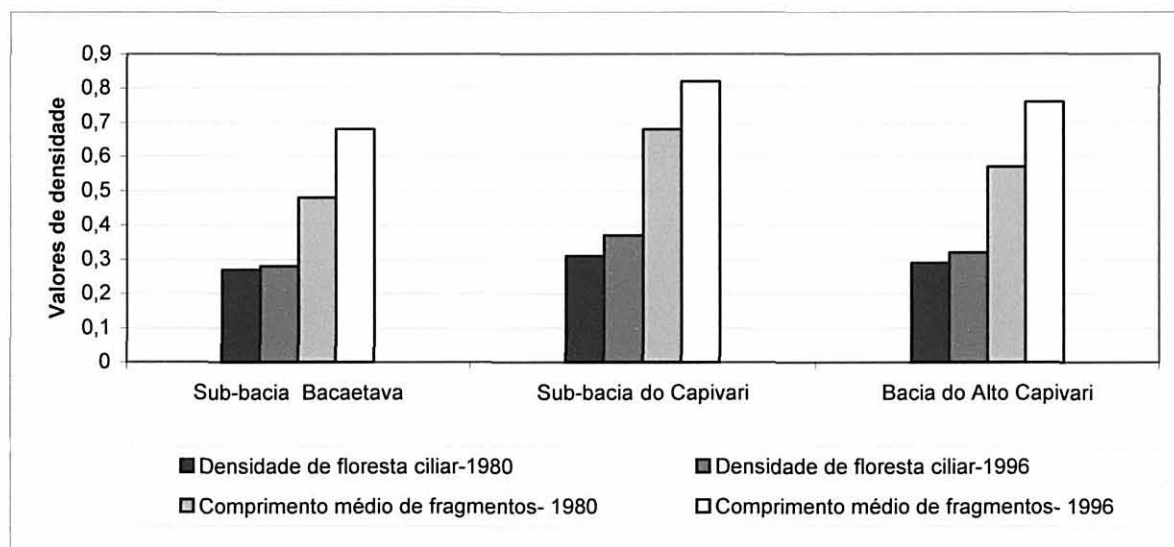
A TABELA 29 apresenta os valores médios dos mesmos parâmetros apresentados na TABELA 28, mas totalizados para as sub-bacias do Bacaetava e Capivari e a FIGURA 70 ilustra estes valores por meio de gráficos.

Nota-se que as duas sub-bacias, tanto a do Bacaetava quanto a do Capivari, estão igualmente desflorestadas no que se refere à floresta ciliar, e no conjunto, pode-se concluir que para a bacia do Alto Capivari, o desflorestamento é muito forte. Isto é fácil de compreender, pois como visto no item 4.1.1.6, já em 1952, a estrutura da vegetação já se encontrava bastante alterada.

Entretanto, analisando a densidade de floresta ciliar em 1996, comparado a 1980, para toda a bacia, verifica-se que houve uma expansão desta tipologia florestal. A porcentagem de alteração no crescimento foi substancial para a sub-bacia do Capivari (19,3%), e nenhuma para a sub-bacia do Bacaetava. Entretanto, considerando em média as duas bacias, a expansão foi maior que 10 % nestes 16 anos (1980-1996).

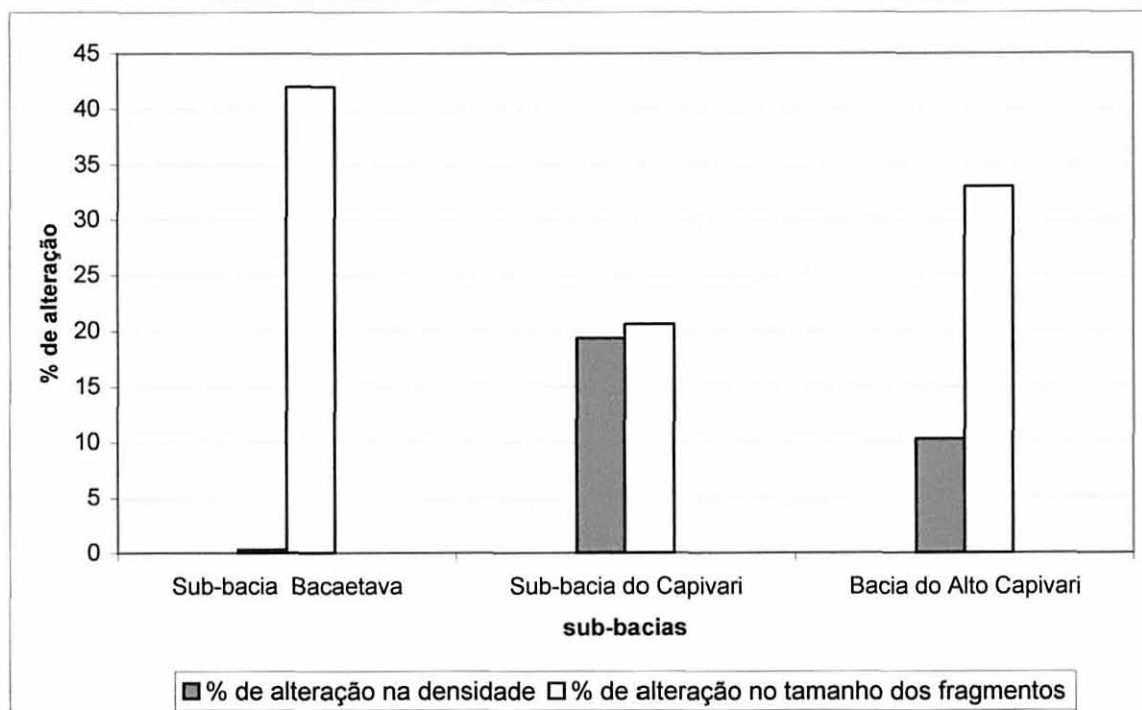
Quanto ao comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares, verifica-se que eles aumentaram, em média, para as duas bacias, em aproximadamente 30%, revelando que em vários locais, as áreas pertinentes à floresta ciliar foram deixadas para expansão desta tipologia.

FIGURA 70 - DENSIDADE DE FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES EM 1980 E 1996 PARA AS SUB-BACIAS DO CAPIVARI, DO BACAETAVA E BACIA DO ALTO CAPIVARI.



A FIGURA 71 apresenta a porcentagem de alteração na densidade e no comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares, para as duas sub-bacias e para toda a bacia do Alto Capivari.

FIGURA 71 - PORCENTAGEM DE ALTERAÇÃO DA ÁREA DA FLORESTA CILIAR E COMPRIMENTO MÉDIO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS CILIARES



Observações sobre a expansão das florestas ciliares já foram feitas para a região metropolitana. JACOBS (2002), observou uma expansão desta tipologia florestal na bacia do Alto Iguaçu de 10,78%, em 1984, para 17,18%, em 1999, ou seja, um aumento percentual 6,4% em 15 anos.

Possivelmente, estes acréscimos observados se devam à ação de órgãos públicos tais como antigo ITC, IAP e EMATER e mesmo da Polícia Florestal, pelo trabalho de fiscalização e conscientização dos proprietários rurais, quanto à necessidade de preservação desta tipologia florestal. Entrevistas realizadas com alguns moradores ribeirinhos vieram reforçar esta hipótese.

Além das implicações hidrológicas, os resultados encontrados neste trabalho referentes ao número de fragmentos florestais ciliares, comprimento médio de fragmentos florestais ciliares e de densidade de floresta ciliar, apresentam implicações ecológicas e paisagísticas no contexto da análise da paisagem como evidenciaram FORMAM e GODRON (1986); FORMAM (1995) e MALANSON (1999).

Uma observação a ser feita é que, como relatado em "Método", todas as formações arbóreas ao lado dos rios e canais de drenagem foram consideradas como sendo floresta ciliar, o que inclui os reflorestamentos de bracatinga, cujo corte para lenha se dá em média a cada 7 anos.

Assim, o que pode parecer uma derrubada de floresta ciliar pode-se tratar de um corte de reflorestamento. Este problema, no entanto, deve ter uma importância relativamente limitada, pois a densidade de biomassa de bracatingais e florestas ciliares de porte equivalente deve ser bastante similar. A densidade de biomassa de bracatingais é assegurada por seu crescimento rápido e recobrimento completo do solo pelo dossel mesmo em bracatingais jovens, assegurando uma boa proteção ao solo tanto em relação a chuva incidente, quanto ao escoamento superficial.

Além disso, o sistema radicular da bracatinga parece oferecer razoável proteção de diques marginais e demais margens de rio em face da erosão fluvial.

A relação entre densidade de drenagem e a floresta ciliar

Associando a análise morfométrica no que se refere à densidade de drenagem (Dd) e extensão média do percurso superficial (EPS), vistos nas TABELAS 22 e 23, com os índices de densidade de floresta ciliar e comprimento médio de fragmentos florestais ciliares das TABELAS 28 e 29, pode-se ter uma idéia da proteção dos recursos hídricos das bacias nos anos de 1980 e 1996.

Assim, verifica-se que a sub-bacia do Capivari, em comparação com a sub-bacia do Bacaetava possui, em média, valores de densidade de drenagem semelhantes. Entretanto, na sub-bacia do Bacaetava, encontra-se tanto as sub-bacias com maiores densidades de drenagem e os menores valores de EPS (Alto Bacaetava, Campestre e Baixo Bacaetava), quanto as de menores valores de densidade de drenagem e os maiores valores de EPS (Água Comprida e Baixo Bacaetava) de toda a bacia do Alto Capivari.

Destas sub-bacias, a do Alto Bacaetava, apresentando a maior densidade de drenagem (4,28) e o menor EPS (117m) e uma forte redução na densidade de floresta ciliar (aproximadamente em 17%) , considerando os anos de 1980 e 1996, constituindo a sub-bacia mais vulnerável da área.

Uma forte degradação ambiental também pode ser constatada na área do Morro do Setuva, próximo à Poção, também nesta sub-bacia (ver FIGURA 28), aonde a floresta ciliar de nascentes com gradientes altimétricos elevados, foi degradada para a formação de extensos pastos para pecuária de corte e plantio de eucaliptos, estes hoje em regressão. Isto, apesar do caráter montanhoso do maciço que pode ser considerado também como uma das nascentes do Bacaetava.

Deve-se considerar ainda que, em se tratando da área das nascentes do Rio Bacaetava, todo o desequilíbrio que ocorre nesta sub-bacia é transferido à jusante. Visitas recentes ao local confirmam a forte degradação de grande parte desta área.

Quanto à sub-bacia de Água Comprida do Bacaetava, ela se destaca por vários aspectos: forma bastante alongada, substrato bastante carstificado (PROJETO KARST, 1998) e intenso uso voltado para a agricultura e em especial para a horticultura. Ela também apresenta a menor densidade de drenagem e o maior EPS de todo o Alto Capivari havendo portanto, uma maior infiltração e menor escoamento superficial.

Esta sub-bacia é a que apresentou a menor densidade de floresta ciliar associada ao menor comprimento médio de fragmento florestal de todo Alto Capivari. Além disso, houve diminuição na densidade de floresta ciliar e manutenção do comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares em 1996 comparado a 1980. Nota-se na carta de floresta ciliar, a inexistência da floresta ciliar ao longo do rio principal, fato confirmado nas visitas de campo onde se observam as glebas cultivadas avançando até a beira dos rios e com canalizações que bombeiam diretamente suas águas.

Outro local que chama atenção se refere às nascentes do Capivari, as quais semelhantemente as nascentes do Bacaetava apresentam alta densidade de drenagem e onde houve um decréscimo na densidade de floresta ciliar de 7% entre 1980 e 1996, apesar de um aumento no comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares em 25%.

Já na sub-bacia do Campestre, sobre solos mais pobres e menos cultivados, observa-se uma elevada densidade de drenagem, sendo, portanto mais sensível à erosão, conforme já relatado (item 5.2.2.1), e onde houve um acréscimo na densidade de floresta ciliar e um forte aumento, de mais de 100%, no comprimento médio de fragmentos florestais ciliares.

Este acréscimo seria compatível com um cenário de abandono cultural de muitos setores, sobre solos que oferecem menores rendimentos sem substituição pastoril. Assim, a cicatrização espontânea da cobertura vegetal pode se processar mais facilmente, sendo ainda mais intensa quando da presença de “bancos” ou reservas de sementes e onde os primeiros estágios de recuperação fiquem protegidos de fogos rasteiros, justamente duas condições presentes no ambiente da floresta ciliar ao longo dos rios.

No Médio Bacaetava houve uma redução na densidade de floresta ciliar e também uma diminuição no comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares. Este fato pode ser preocupante pela concentração da atividade mineradora nesta sub-bacia e ao lado do rio Bacaetava.

5.2.2.3. A expansão da atividade mineradora

Uma vez que foi verificado aumento significativo no pH e na alcalinidade na série de 98 a 2000, comparado à série 86/87, buscou-se no meio ambiente os motivos para a origem de tais alterações. Verificou-se que mineração de metadolomitos constitui uma atividade bastante evidente na área e assim, decidiu-se investigá-la com maior profundidade. A análise das áreas afetadas pela mineração foi interpretada em fotos aéreas de 1980 e imagem de satélite de 2001, datas próximas às amostragens de água. Além disto, analisou-se também as fotos de 1970 e as de 1996 (FIGURA 72).

Considerou-se a área afetada pela mineração como as áreas das frentes de lavras, áreas de depósitos de rocha e áreas de fornos de cal, pelo fato de todas essas constituírem locais potenciais de emissão de carbonatos de cálcio e magnésio ao ambiente, como se pôde visualizar na FIGURA 50.

A análise das fotos aéreas e imagens envolveu identificação, localização e quantificação das áreas afetadas pela mineração. A TABELA 30 sintetiza os resultados quantitativos encontrados.

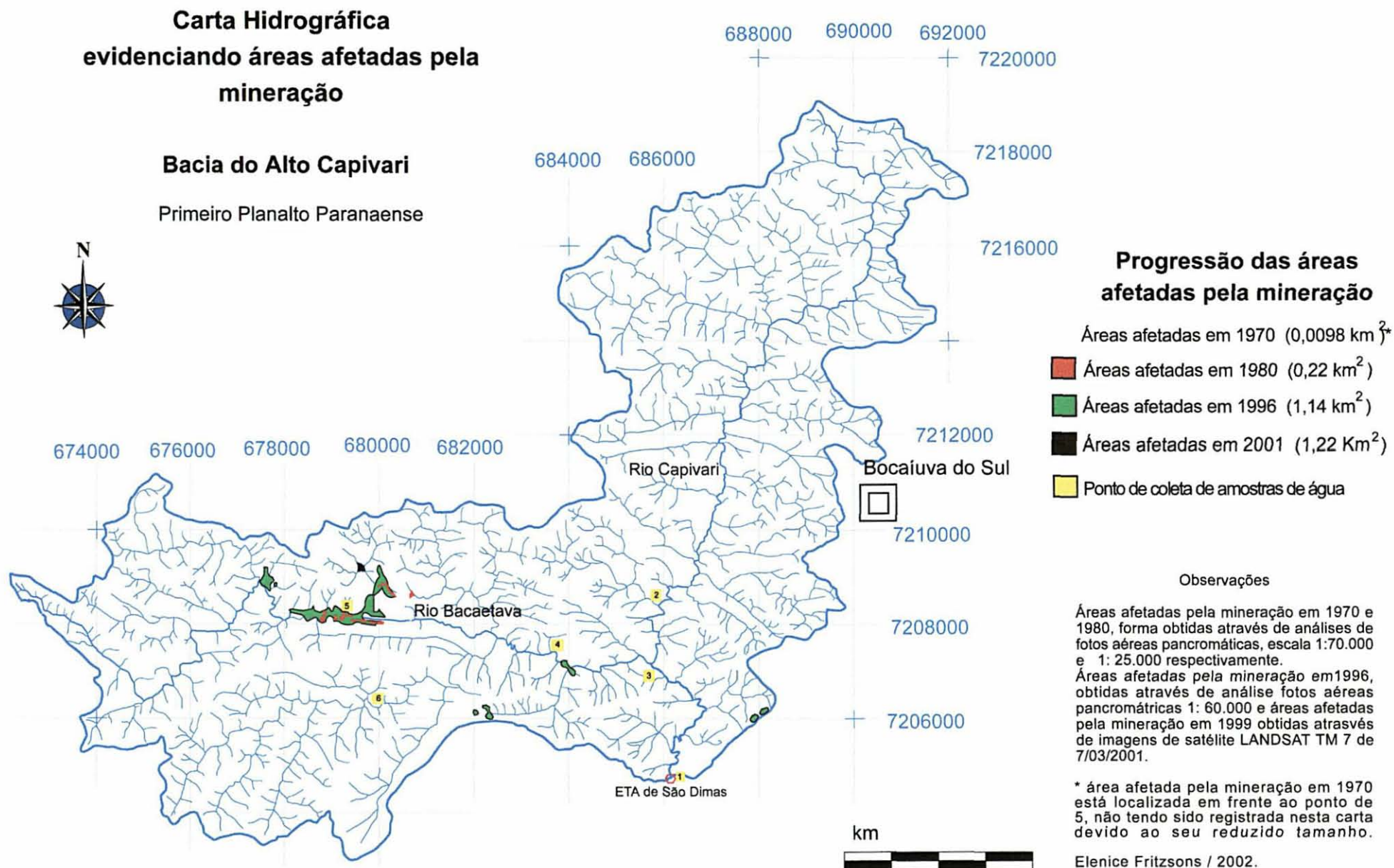
Em 1980, a área foi totalizada em 216.314 m², ou seja, 0,22 km². Em 2001, a área afetada totalizou 1,215 km². Assim, houve um crescimento de 0,99 km² no período de vinte anos, o que resulta numa taxa de crescimento anual médio de 0,047 km² /ano, ou seja, 47.000 m²/ano.

TABELA 30 - ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO

Ano	Escala	Material analisado	Área afetada (km ²)
1970	1:70.000	Fotos aéreas	0,0098
1980	1:25.000	Fotos aéreas	0,22
1996	1:60.000	Fotos aéreas	1,135
2001		Imagem LANDSAT	1,215

A FIGURA 72, mostra a carta de hidrografia e drenagem evidenciando as áreas afetadas pela mineração em 1980, 1996 e em 2001 e nela pode-se notar que, com exceção algumas pequenas áreas, a grande concentração e expansão das áreas afetadas pela mineração ocorreram à oeste da Gruta do Bacaetava e ao longo da margem direita deste rio.

FIGURA 72 – ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO



Observando as fotos aéreas de 1970, neste local, especificamente em frente ao ponto de coleta 5, da FIGURA 29, destacado em amarelo, a atividade mineradora teve início na bacia. Em 1980, as áreas de mineração pareciam intercaladas entre campos de cultivo e florestas de bracatinga.

Em 1996, as áreas de mineração coalesceram, desaparecendo muitos dos campos cultivados e dos reflorestamentos de bracatinga. Em 2001, o padrão se manteve e surgiu um outro local de mineração, mais ao norte desta área.

Na imagem de satélite da FIGURA 73, estas mesmas áreas se destacam, podendo ser observadas à esquerda da imagem. A FIGURA 74 apresenta as áreas de mineração formando uma coalização.

Assim, a grande concentração das áreas de mineração ocorreu na bacia do Bacaetava que, como podemos visualizar na carta geológica, se concentram metadolomitos em relevo escarpado.

O fato de esta expansão ter ocorrido próximo ao leito do Bacaetava, levanta indícios de que a diminuição da concentração hidrogeniônica, bem como o aumento da alcalinidade, ao longo dos anos estudados e constatados pelas análises estatísticas, poderia ser justificado por este fato. Assim, investigações de campo foram realizadas para tentar elucidar e ilustrar este evento.

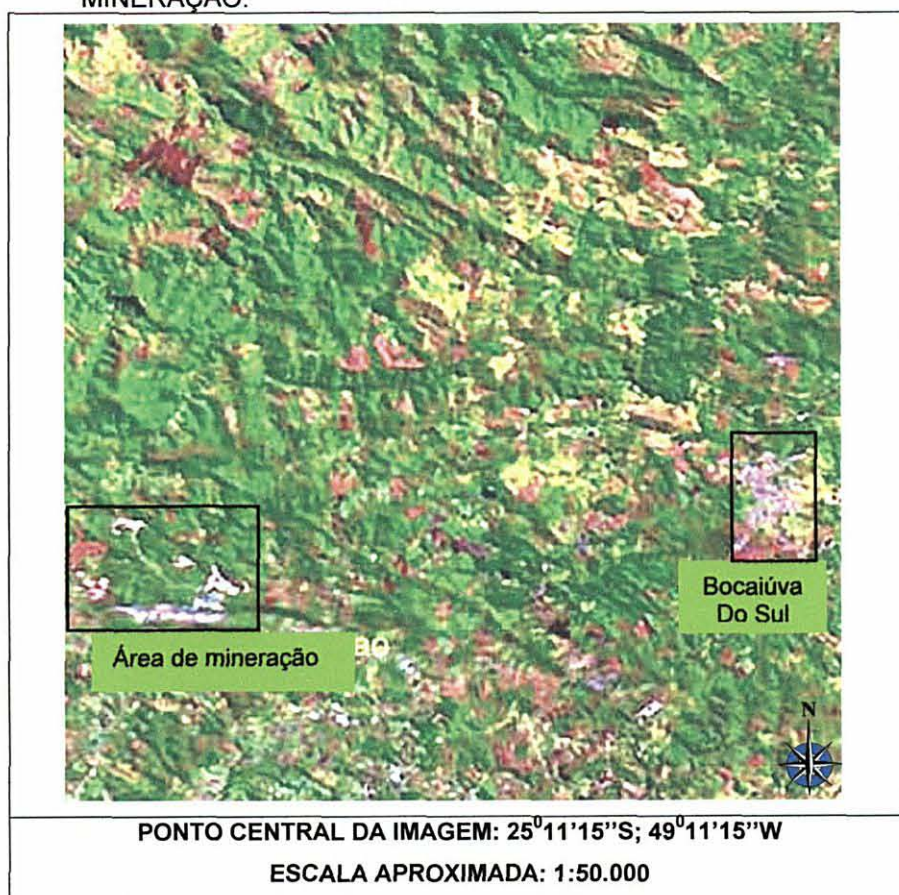
Avaliação das amostras de água coletas

Para a investigação de campo foi realizada uma campanha de coleta entre os dias 28/10/2001 e 06/08/2002, totalizando 8 amostragens. O local de coleta foi cuidadosamente estudado a fim de se verificar a influência das atividades relacionadas à mineração de calcário na qualidade de água, como relatado em “MÉTODO” e mostrado na FIGURA 28.

As FIGURAS 75 e 76 mostram os valores de pH e de condutividade respectivamente nos pontos de coleta acima descritos. As diferentes curvas se referem às datas de coleta.

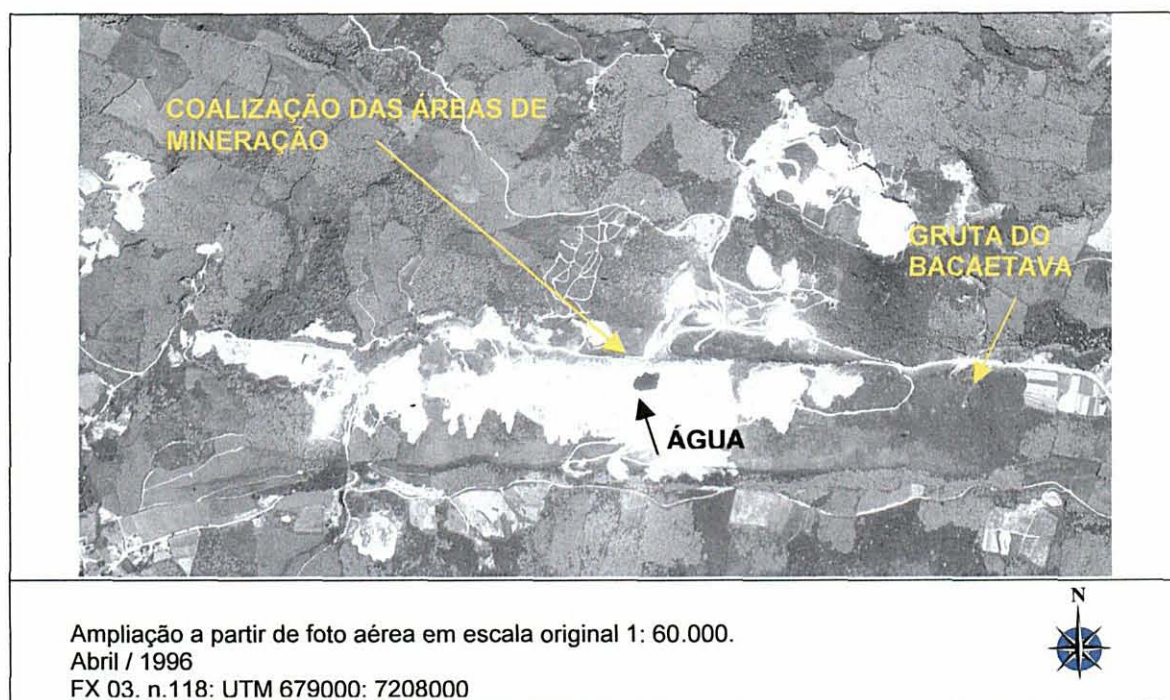
Quanto ao pH, verifica-se que na foz (ponto 1), ele se manteve na faixa entre 7,6 a 7,8; à montante deste ponto (ponto 3), o pH também se manteve nesta faixa (7,6 a 7,9), embora apresentando uma maior amplitude, já no ponto 2, somente com as águas do Capivari, o pH se mostrou mais baixo que os anteriores (7,1 a 7,6), evidenciando águas mais neutras.

FIGURA 73 - IMAGEM LANDSAT EVIDENCIANDO, EM BRANCO, AS ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.



FONTE: EMBRAPA (2002)

FIGURA 74: COALIZAÇÃO DAS ÁREAS AFETADAS PELA MINERAÇÃO.



Na sub-bacia do Bacaetava, no ponto 4, ele se elevou até 8 (7,7 a 8,0), sendo que no ponto 5, no núcleo da área de mineração, o pH foi até 8,2 e o mínimo observado foi de 8 (8,0 a 8,2). O ponto 6, referente à sub-bacia do Campestre, o pH esteve relativamente mais baixo (entre 6,3 e 7,3). Assim, quanto mais próximo das áreas de mineração, mais elevado o pH. Os pHs mais baixos foram encontrados na sub-bacia do Campestre (ponto 6), sob substratos de filitos e onde não há presença de substratos calcários e no ponto 2, onde a presença de calcários é pouco expressiva e a atividade mineradora praticamente ausente.

Quanto à condutividade, o comportamento foi semelhante ao do pH, os pontos 1 e 3 variaram entre 90 a 200, sendo que no ponto 2, das águas do Capivari, o valor observado foi entre 57 a 128; o das Aranhas (ponto 4) de 136 a 260, o das minas (ponto 5) de 174 a 296 e o do Campestre variou muito pouco indo de 52 a 81. Neste ponto 6, a condutividade foi bastante baixa e praticamente não se alterando com a precipitação.

A FIGURA 77 ilustra a turbidez nos diferentes pontos de coleta nas diferentes datas. É interessante notar que a turbidez, em períodos sem precipitação, foi a mesma em todos os pontos, variando em torno de 10 a 15 NTU. Entretanto com o evento da precipitação os pontos se diferenciam sendo que foi observado até um máximo de 293 NTU no ponto 4.

FIGURA 75 - VALORES DE pH NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA

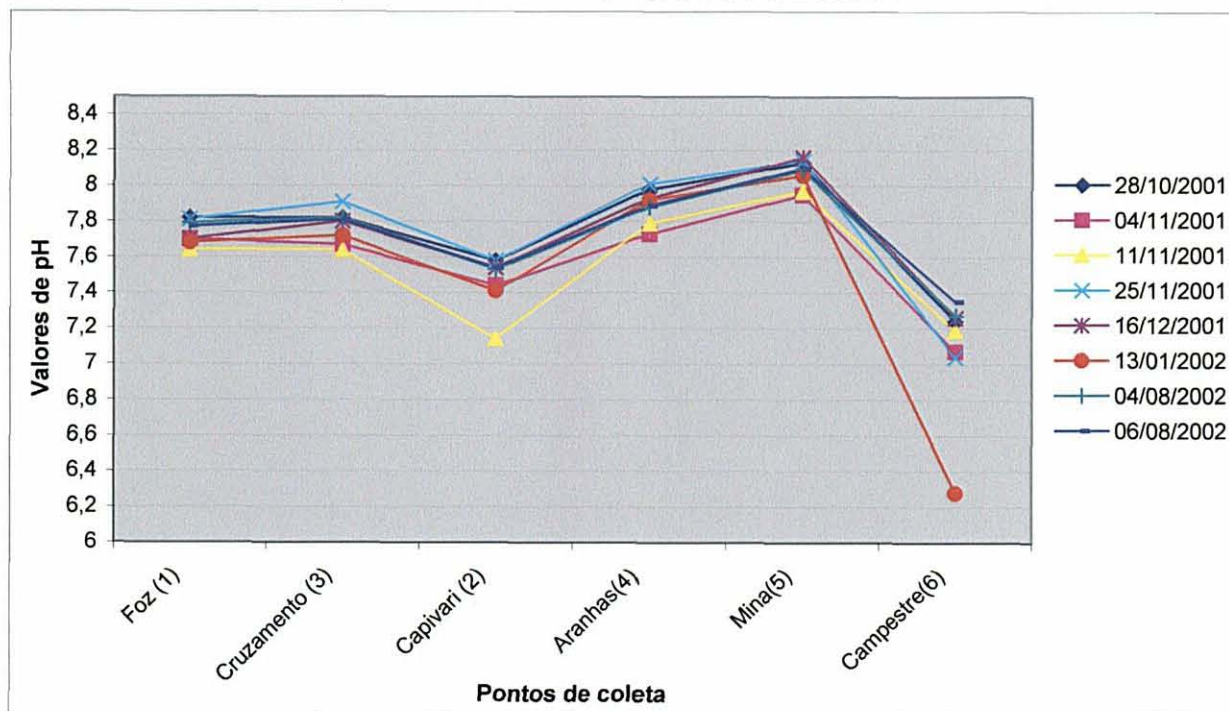


FIGURA 76 - VALORES DE CONDUTIVIDADE NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA

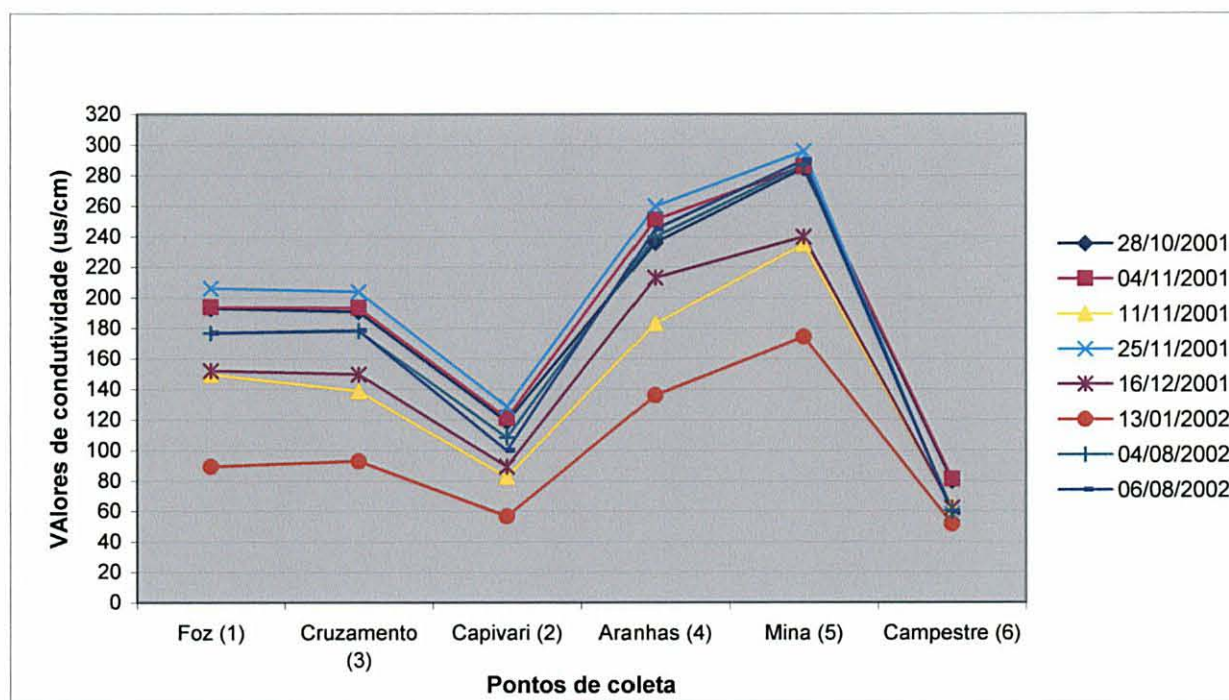
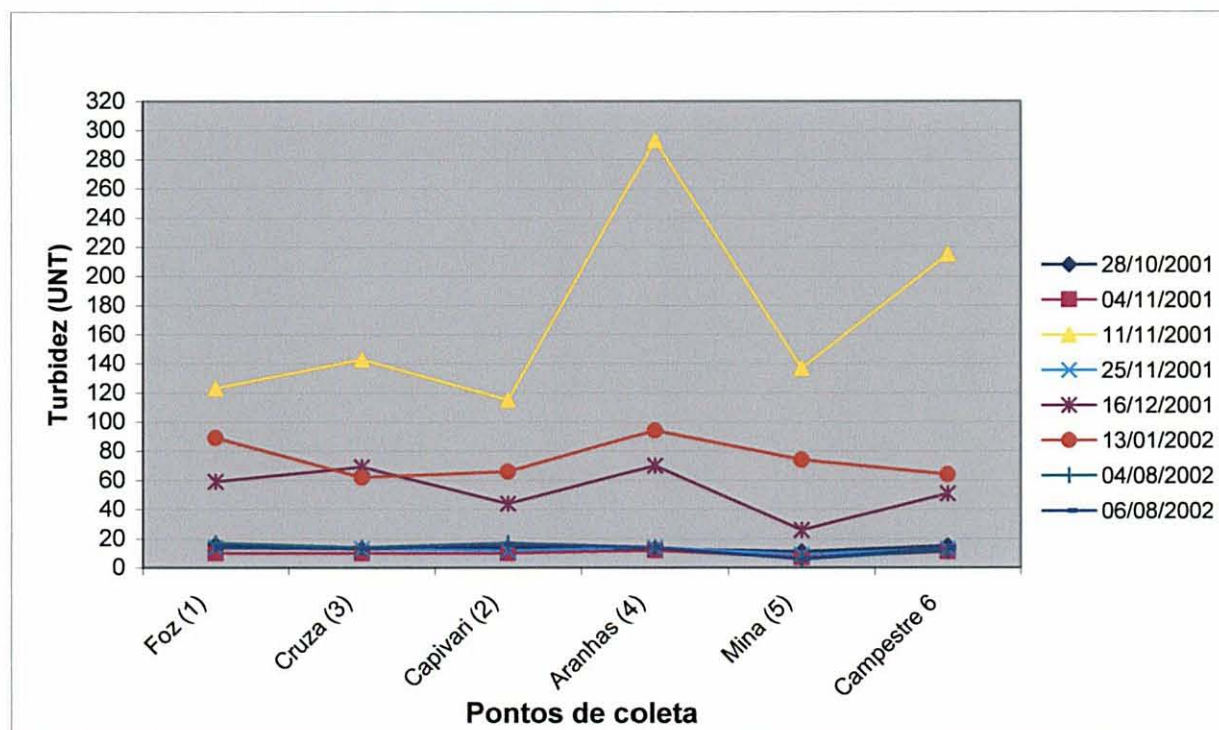


FIGURA 77 - VALORES DE TURBIDEZ NOS DIFERENTES PONTOS DE COLETA



Sabe-se que o Aranhas (ponto 4), é um local que recebe tanto as águas provenientes do Campestre (ponto 6), quanto as águas provenientes do Rio Bacaetava. A bacia do Campestre apresenta litologias e solos mais impermeáveis que propiciam a formação de processos erosivos e mesmo a formação de voçorocas já referenciadas neste trabalho (FIGURA 51). Quanto à contribuição da turbidez proveniente do rio Bacaetava, observa-se que à montante do ponto 4, e à jusante do ponto 5, existem áreas de mineração. Nestas, chama a atenção a quantidade de solo exposto e mobilizado pela atividade mineradora, como se pode notar nas FIGURAS 25 e 26.

5.3 3ª ETAPA: RELAÇÕES ENTRE A QUALIDADE DE ÁGUA E USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS.

Analizando a qualidade das águas do Rio Capivari, verifica-se que estas apresentaram valores médios bastante altos de turbidez, os quais se elevam demasiadamente com as chuvas, revelando uma forte instabilidade na bacia, isto para as duas séries estudadas, como mostra a TABELA 10.

Esta instabilidade pode ser decorrente dos processos erosivos que se desencadeiam sobre terrenos com uso e ocupação das terras inadequados, incluindo à falta de florestas ciliares, cuja função hidrológica de retenção de sedimentos provenientes das encostas que chegam até os rios, pelos fluxos longitudinais e fluxos transversais, fica prejudicada.

Deve-se lembrar que o relevo desta parte da RMC, como é típico na região do Açungui, é bastante acidentado, e os estudos revelaram uma densidade de drenagem classificada entre alta a muito alta para a bacia como um todo, o que propicia processos erosivos.

Neste trabalho, tornou-se patente que as florestas ciliares foram reduzidas a uma extensão muito aquém do ideal, e previsto em lei. Deve-se se lembrar que para toda a bacia uma extensão de até 30 metros seria suficiente em termos legais, de acordo como o Código Florestal.

Mesmo em áreas mais suscetíveis à erosão como as de nascentes dos rios Bacaetava e Capivari as florestas ciliares vem sendo destruídas, o que acarreta inúmeras conseqüências nas águas dos rios, tornado-os muito suscetíveis, principalmente quando ocorre precipitação. Conforme visto na Revisão Bibliográfica, uma bacia florestada, com uso da terra apropriado e com a presença de floresta ciliar não deve apresentar grande variação na turbidez de suas águas com o advento de precipitações.

Entretanto, apesar dos altos valores de turbidez encontrados, os estudos revelaram que os valores da turbidez mínima e média durante eventos de precipitação maiores de 1 mm, diminuíram da série de 86/87 para a série de 98 a 2000. Analisando somente a turbidez média verifica-se que, a alteração percentual média, estabelecida entre os períodos com e sem precipitação foi de 533%, para a série 86/87, e 208%, para a série de 98 a 2000 (FIGURA 31).

Uma possível explicação para este fato está na expansão das tipologias referentes às coberturas arbustivo-arbóreas se elevaram em torno de 10%, incluindo as florestas ciliares. Verificando as fotos aéreas de 1980 e 1996, observou-se que uma maior extensão dos canais de drenagem está protegida por esta tipologia florestal em 1996, comparado a 1980, tendo havido um acréscimo também em torno de 10% (10,3%), em média, para toda a bacia, sendo que o comprimento médio dos fragmentos florestais ciliares também se elevou em 33,3%.

Este aumento na densidade de floresta ciliar e aumento no comprimento médio de fragmentos de floresta ciliar pode ter propiciado uma melhor qualidade de água referente à diminuição significativa da turbidez mínima e média, graças a proteção favorecida por esta faixa de vegetação.

Outro provável efeito benéfico para a flora e fauna limnícolas desta expansão da floresta ciliar se refere ao maior “tamponamento” térmico da água na série de 98 a 2000 em relação à de 86/87. A temperatura da água oscilou menos em função da temperatura do ar, isto é, a temperatura da água ficou mais constante, o que foi evidenciado na análise estatística com o índice “amplitude térmica relativa”.

Este tamponamento térmico da água pode ser decorrente de um maior sombreamento e conseqüente menor exposição das águas dos rios, diminuindo a perda por irradiação noturna e o aquecimento diurno por radiação direta do sol.

O aumento das áreas de cobertura arbustivo-arbóreas e das florestas ciliares pode ter inclusive, equilibrado o dano causado pela expansão das áreas de mineração. Entre 1980 e 2001, a área afetada resultou num avanço médio de aproximadamente 47.000 m² / ano.

Esta expansão das áreas de mineração significa uma maior área de solo exposto, que, com as chuvas, eleva a turbidez das águas dos rios. Deve-se considerar que esta expansão ocorreu muito próxima ao leito do rio Bacaetava e numa faixa em que a floresta ciliar está em grande parte inexistente.

Os resultados das análises de água obtidos na coleta de campo, nos diferentes pontos de amostragem, ainda que ilustrativos, evidenciaram um valor extremamente alto

para turbidez no ponto 4 (Aranhas), em período de forte precipitação, ponto este justamente localizado à jusante das áreas de mineração na sub-bacia do Bacaetava.

Um outro resultado importante apresentado pelo trabalho foi a elevação do pH e também da alcalinidade na análise temporal. Com a amostragem de campo realizada, obteve-se um indicativo de que as áreas mais próximas às pedreiras apresentam um pH mais elevado, o que fica mais evidente considerando as águas do Capivari e do Campestre. À medida que nos aproximamos das pedreiras o pH se eleva culminando em 8,16 no ponto de coleta 5.

Assim, podemos concluir que há indícios de que, quanto mais próximo do núcleo das pedreiras e fornos de cal, mais alcalino é o pH e maior a condutividade elétrica. As águas provenientes de locais sem pedreiras e substrato de rochas não carbonáticas, apresentaram os mais baixos valores de pH e de condutividade.

Entretanto, esta alteração no pH poderia ocorrer naturalmente; ou seja, não seria natural que rios que drenam sobre litologias carbonáticas apresentassem um pH mais elevado? Mesmo que isto pudesse ocorrer, então por que as águas superficiais se alteraram neste período de doze anos? Apesar dos fortes indícios que levaram a comprovar que a atividade mineradora seria a causadora desta alteração, foi realizada uma investigação de trabalhos publicados sobre o pH e a alcalinidade das fontes e nascentes da região.

HINDI (1999), estudando as fontes nas bacias hidrográficas de Tumiri, Fervida, Ribeirão da Onça e Água Comprida, sendo as três primeiras, vizinhas da área da tese, e a última pertencente à área da tese, e todas em ambiente litológico de rochas carbonáticas, encontrou valores de pH entre 6,77 a 7,98, com **média em 7,45 e condutividade entre 212 e 493** micromhos/cm, com média em 322. O autor concluiu que a faixa do pH sendo muito estreita, não foi útil para individualizar bacias.

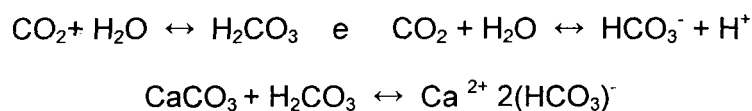
Na bacia do Alto Capivari, as análises estatísticas realizadas indicam que o pH nos anos de 1998, 1999 e 2000 variou de 7,95 a 8,95 e como média em 8,09, ou seja, mais de meio ponto maior que a média das águas das fontes. Dentro desta pequena amostragem de campo realizada para este trabalho podemos verificar que o pH variou de 6,28 a 8,01, ou seja, apresentou uma maior amplitude que as águas das fontes e atingiu valores bem mais elevados, sendo o menor valor referente à sub-bacia do Campestre de litologia de filitos e o maior na sub-bacia do Bacaetava.

As águas de nascentes amostradas em Várzea do Capivari pelo PROJETO KARST (1997) evidenciaram um pH entre 7,2 a 7,5 e uma condutividade que variou entre 270 a 340 micromhos/cm. Quanto aos poços, o pH esteve dentro desta faixa e a condutividade entre 242 a 245 micromhos/cm.

Assim, observa-se que mesmo as águas de nascentes não chegam a um pH tão alcalino, e que oscilam numa faixa bastante estreita, enquanto que o pH das águas superficiais poderia constituir um parâmetro útil para individualizar bacias na área de estudo.

A explicação mais plausível para o elevado pH que ocorre na área de estudo é que a atividade mineradora gera fragmentos de rocha calcária transformando-a em partículas que são conduzidas até os rios, pelos ventos ou pelas chuvas.

Uma boa parte destas partículas é de granulometria muito fina como acontece no entorno de fornos de cal e moinhos de martelos. A superfície total de contacto entre a água e o material carbonático seria então muito maior que no próprio interior do aquífero carste. As águas das chuvas e dos rios, contendo O_2 e CO_2 , provenientes do contato com o ar e matéria orgânica, forma ácido carbônico ($H_2CO_3^*$) um reagente químico bastante efetivo que interagindo com o carbonato de cálcio ($CaCO_3$), produz íons bicarbonato e íons cálcio, solúveis em água. As reações abaixo ilustram o que ocorre:



Nas regiões tropicais, a carbonatação é intensa e estimulada pela contribuição de CO_2 proveniente da vegetação exuberante, aumentando o teor em íons carbônicos. A presença de material carbonático particulado associado a esta disponibilidade de íons carbônicos libera íons cálcio das rochas e das alterações com fragmentos de calcário.

O conteúdo de carbonato de cálcio determina o balanço do pH das águas. As águas dos rios apresentam uma solução de dióxido de carbono, ácido carbônico, e íons bicarbonatos e carbonatos que formam um efetivo sistema que resiste às mudanças de pH. Sob altos valores de pH, ocorre a dissociação de ácidos carbônicos, sendo que acima do pH de 8,3 os bicarbonatos também declinam enquanto que em pHs intermediários, os bicarbonatos predominam (ALLAN, 1995).

Assim, a fragmentação das rochas calcárias e o contato com o CO_2 proveniente da vegetação pode ser o motivo do pH ser mais elevado nas águas superficiais e próximas às pedreiras do que nos aquíferos, apesar do contato íntimo e prolongado da água subterrânea com as rochas calcárias.

Outro aspecto que deve ser levado em consideração é que a eliminação da cobertura vegetal acarreta uma diminuição de matéria orgânica, diminuindo a longo prazo o teor de CO_2 na água. Entretanto, após desmatamento pode haver acréscimo de matéria orgânica na água por aumento da erosão dos horizontes superficiais do solo, além do carreamento dos detritos e cinzas vegetais espalhados sobre o terreno ou em leiras.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Sobre os resultados encontrados

Os resultados das análises dos parâmetros de qualidade de água evidenciaram redução nos valores da turbidez mínima e da turbidez média, em dias de precipitação, da série de 1986 a 1987, para a série de 1998 a 2000. A média da turbidez mínima passou de 60 para 26 UNT, e a média da turbidez média de 69 para 49 UNT.

As análises ainda revelaram que as águas do Rio Capivari apresentam, em média, um alto nível de turbidez, que se eleva demasiadamente com eventos de precipitação, revelando a fragilidade da bacia em termos de proteção do solo, possivelmente associada a ao uso e ocupação das terras inadequados.

As análises morfométricas indicam para a bacia do Alto Capivari, densidades de drenagem classificadas entre alta e muito alta, o que significa uma instabilidade dos solos frente às precipitações, propiciando os processos erosivos. Ficou evidente que as florestas ciliares avaliadas em 1980 e 1996, se estendiam muito aquém do necessário, e previsto em lei, para proteção dos rios, sendo que a densidade média de floresta ciliar para a bacia foi de 0,29 quando o ideal seria de 1.

Entretanto, a análise temporal evidenciou que a turbidez apresenta uma tendência de diminuição na série de 98 a 2000. Analisando somente a turbidez média, verifica-se que a alteração percentual média, estabelecida entre os períodos com e sem precipitação foi de 533%, para a série 86/87, e 208%, para a série de 98 a 2000. Este fato pode estar relacionado à expansão das tipologias de cobertura arbustivo-arbóreas, incluindo a extensão das florestas ciliares.

Os resultados mostraram aumento nas áreas de cobertura arbustivo-arbóreas de 10% em 2001, em relação a 1980. Houve um acréscimo das florestas ciliares também em torno de 10% e de 30% no comprimento médio de fragmentos florestais ciliares. Além de uma proteção do solo e das águas dos rios, em termos de diminuir o aporte de sedimentos, este aumento pode ter ocasionado um maior tamponamento térmico destas águas que se apresentaram com menores oscilações térmicas em 1998 a 2000, do que nos anos de 1986 a 1987.

Esta expansão das áreas florestadas, incluindo as florestas ciliares, pode ter ainda equilibrado os efeitos negativos da expansão mineradora na área de estudo, uma vez que esta atividade causa muita exposição de solo, que uma vez desagregado, libera sedimentos que são carregados com as águas das chuvas e para os canais de drenagem, atingindo os rios.

A expansão das áreas de mineração, estimada em aproximadamente em média 47.000 m²/ano entre 1980 e 2001, também parece se relacionar a uma elevação do pH e da alcalinidade das águas neste período de doze anos, entre as séries estudadas. O pH aumentou, em média, em 0,5 ponto e a alcalinidade das águas, em períodos de precipitação, também se elevou em 15% neste período.

Investigações de campo sugerem que nas proximidades e a jusante das pedreiras, o pH se encontra sempre mais elevado.

Assim, mesmo numa bacia que em termos globais pouco se alterou num prazo de quase 20 anos, conforme mostram as cartas de uso e ocupação das terras de 1980 e de 2001, a qualidade de água, estudada através de poucos parâmetros, e num prazo médio de apenas doze anos, se mostrou como um instrumento privilegiado para avaliar as modificações ocorridas no ambiente, confirmando a hipótese inicial desta tese.

Sobre o procedimento metodológico desenvolvido e técnicas operacionais utilizadas

Quanto ao procedimento metodológico desenvolvido, a divisão em três etapas possibilitou uma melhor organização e desenvolvimento do trabalho, facilitando atingir os objetivos propostos.

A análise estatística aplicada aos parâmetros de qualidade de água efetuada na primeira etapa do trabalho forneceu motivos para o desenvolvimento das etapas subseqüentes: de compreensão ambiental da área e da inter-relação entre os parâmetros obtidos nestas análises, com aqueles obtidos nas avaliações do uso e ocupação das terras.

Durante a análise estatística, tornou-se claro a necessidade de se trabalhar com as medianas, relativas aos dados numéricos dos parâmetros de qualidade de água e não com as médias. Isto decorre da alta dispersão dos dados, inerente à variabilidade natural de uma bacia bastante artificializada. Outrossim, corresponde à opção de um trabalho direto com dados diários e não com dados médios de períodos maiores: uma semana, um mês, etc.

Esta opção, em sentido inverso ao da maioria dos estudos versando sobre séries históricas de dados hídricos, se deve ao fato de se perceber as flutuações diárias dos dados não como meras variações ocasionais, em parte aleatórias e de outra, motivadas por eventuais erros de mensuração. Ao contrário, essas flutuações, uma vez descartadas estas inconsistências, foram tratadas como ocasionadas por eventos significativos, muitos deles induzidos a partir de precipitações ao longo da bacia.

A análise de variância do logicial Statigraphcs mostrou sua utilidade ao identificar parâmetros que se alteraram entre duas séries consideradas e entre períodos. A análise separada dos dados dos parâmetros em períodos com e sem o evento da precipitação, foi muito importante, pois revelou um nítido comportamento da bacia, extremamente

influenciado pela pluviometria, facilitando o estabelecimento de comparações entre as séries.

A elaboração e aplicação de índices, tais como o da “amplitude térmica”, e os referentes às florestas ciliares foram bastante úteis. O primeiro possibilitou a obtenção de respostas quanto à oscilação térmica das águas, e os demais facilitaram comparações mais detalhadas, no âmbito da análise temporal das cartas de uso e ocupação das terras.

O agrupamento de tipologias de uso e ocupação das terras possibilitou que cartas produzidas com base bastante distintas entre si, pudessem ser comparadas, dando uma idéia evolutiva do uso e ocupação das terras na bacia.

A utilização de imagens digitais foi um instrumento útil na exploração e interpretação detalhadas das fotos aéreas em escala 1:60.000, possibilitando um refinamento na cartografia das florestas ciliares, apenas compatível com o uso das fotos em escala 1:20.000 ou maiores.

O resultado da coleta de dados de água no campo, apesar do caráter ilustrativo devido ao baixo número de amostragem, foi bastante útil para elucidar os fenômenos que ocorreram mais localmente, a exemplo das áreas afetadas pela mineração.

Em síntese, os procedimentos adotados para realizar este estudo permitem resgatar, recuperar, analisar e contextualizar dados sobre qualidade de água, existentes em muitas bacias hidrográficas do Estado do Paraná e do Brasil, avaliando suas tendências evolutivas.

Sobre os dados utilizados

Os boletins mensais de tratamento de água da SANEPAR representam uma boa base de dados e podem ser muito úteis para pesquisas, embora para trabalhos com maior nível de detalhamento químico e biológico eles sejam insuficientes.

A sua riqueza reside na quantidade e freqüência dos dados levantados, lembrando que cada dado de parâmetro de qualidade de água diária é composto de uma média de, no mínimo, 15 observações, correspondentes ao número de horas em que a ETA está trabalhando no dia, ou seja, captando água fluvial e produzindo água tratada.

Um trabalho de pesquisa que necessitasse desta freqüência de amostragem ao longo de um intervalo de tempo longo tornar-se-ia inviável, em termos econômicos, principalmente em se tratando de pesquisa acadêmica. Isto pelo seu alto custo, uma vez que iria depender de uma estrutura com funcionamento diário de mais de 15 horas ao dia, inclusive sábados, domingos e feriados como é o caso das ETAs.

Recomendações quanto a trabalhos futuros

A divisão da área em sub-bacias permitiu visualizar a existência de várias diferenças entre as mesmas, seja no meio físico, no uso e ocupação das terras ou na expansão das florestas ciliares.

Esta observação é importante, pois para estreitar a correlação entre uso das terras e a qualidade de água dos rios, seria importante ampliar o número de pontos de coleta de água, procedendo de forma sistemática e detalhando microbacias efetivas, selecionadas através de um duplo critério, vinculado tanto ao meio físico, quanto ao uso e ocupação das terras.

As análises, que poderiam ocorrer em períodos do ano tidos como críticos, tais como em estiagens prolongadas e em fortes concentrações pluviométricas, deveriam versar sobre um número maior de parâmetros, permitindo realizar, por exemplo, um balanço geoquímico de cada compartimento principal da paisagem.

Deste modo, tornar-se-ia possível verificar as influências das diversas formas de uso e ocupação das terras sobre os parâmetros de qualidade hídrica.

O estudo térmico das águas fluviais também poderia prosseguir para um detalhamento maior. Uma vez que a temperatura das águas subterrâneas pouco oscila durante o ano, seria possível por contraste térmico, determinar possíveis pontos de fluxos concentrados do aquífero subterrâneo para os canais fluviais incluindo "fontes ocultas"

A aplicação de um modelo hidrológico aos dados disponíveis de precipitação e vazão seria de grande utilidade para melhor se avaliar as formas de resposta da bacia aos eventos pluviométricos. O uso destes modelos seria fundamental para melhor se julgar o transporte de carga sólida e dissolvida pelos rios.

Sobre os cenários evolutivos do uso e ocupação das terras na bacia, seus possíveis reflexos em termos de qualidade hídrica e recomendações quanto à melhoria ambiental da área.

Tendo em vista o relevo acidentado, ondulado a forte ondulado da bacia, assim como de todo Alto Ribeira, e sendo a densidade de drenagem classificada como alta a muito alta, aliados a importância da bacia em termos de mananciais e de produção hidroelétrica, emerge a necessidade compulsória de uma adequação do uso e ocupação de todo o setor em questão

Deve-se considerar, porém que, em locais de agricultura familiar e relevo acidentado, a recuperação das florestas ciliares torna-se bastante difícil pela falta de opção dos proprietários rurais, que vêm no espaço plano e mais fértil das áreas ribeirinhas uma boa opção de plantio.

Na área estudada, onde a agricultura se mostra bem sucedida, caso da bacia de Água Comprida, do Bacaetava, região de cultivo intensivo de hortaliças, o cumprimento das leis ambientais parece se relegar a um segundo plano.

Entretanto, a tendência geral observada neste trabalho e em conversas com os próprios agricultores é a da manutenção das florestas ciliares, provavelmente graças à convergência de mecanismos de fiscalização e de conscientização ambiental.

Grande parte da cobertura arbustivo-arbórea se refere às florestas de bracatinga em diversos estágios de sucessão. Elas protegem melhor o solo do que as culturas agrícolas e apresentam uma fonte de renda de custo muito baixo para o produtor. Entretanto, o manejo em termos de corte deve ser avaliado para que nesta ocasião, não cause distúrbios que levem a uma diminuição da qualidade das águas da bacia.

As áreas das coberturas arbustivo-arbóreas também estão se expandindo num processo de incultura, já observado por outros pesquisadores, sendo que os motivos para tal deveriam ser melhor elucidados. Entretanto, a reduzida renda agrícola proporcionada pelas culturas de sequeiro aliada à possibilidade de trabalho fora da agricultura, nas frentes de lavra e nas cidades próximas devem acentuar esta tendência.

Quanto à exploração dos metadolomitos, tendo em vista a alta demanda deste recurso mineral, a tendência é o deslocamento e expansão das frentes de lavras e exploração de novas jazidas, ampliando ainda mais as áreas afetadas pela mineração.

Entretanto, esta exploração deveria seguir as normas legais no que se refere à regeneração dos sítios de lavras abandonadas, estabelecimento de perímetros de proteção, manutenção das florestas ciliares e exploração por bancadas, mobilizando superfícies de terreno e volume de solo mais reduzidos. Este controle deve diminuir a turbidez das águas dos rios, na ocasião de chuvas mais concentradas.

O impacto da mineração, incluindo as atividades por ela induzidas, tais como multiplicação de vilas e pequenos núcleos urbanos no campo, circulação de veículos, funcionamento de fornos, deveria ser melhor dimensionada, em especial sobre as águas. Deve-se considerar que a mineração, após as atividades agrossilvopastoris, é a atividade econômica e social mais importante de toda a região do Açungui, gerando milhares de empregos, constituindo também um sustentáculo essencial para a agricultura paranaense além de parte do norte do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e extremo sul do Mato Grosso do Sul.

A diminuição da qualidade visual da paisagem constitui um outro aspecto relacionado à expansão das áreas de mineração.

Um outro aspecto a ser considerado é a exploração de águas subterrâneas. A exploração do aquífero carste significa uma diminuição no componente de diluição do

sistema superficial, o que potencializa os efeitos de poluição. Significa também uma transposição de bacias, uma vez que as águas retiradas na bacia do Capivari se destinam principalmente ao abastecimento de Colombo, na Bacia do Iguaçu.

Pelo fato desta bacia constituir área de manancial subterrâneo, além de superficial, os cuidados para conservação deste aquífero devem ser considerados, tendo em vista a comunicação que existe com a água superficial e considerando-se que grande parte da bacia está sobre metadolomitos integrando o Aquífero Carste. Assim, fontes de poluição pontuais deveriam ser mapeadas e analisadas quanto ao seu potencial poluidor.

O sistema de produção agrícola como fonte de poluição difusa deveria ser avaliado quanto ao seu potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, enquanto que sistemas de produção orgânicos, menos agressivos ao ambiente, deveriam ser estimulados.

Entretanto, o sucesso da conservação ambiental no meio rural deve levar em conta a agricultura familiar e principalmente os sistemas de produção agrossilvopastoris existentes. Não levar em conta essa realidade moduladora do ambiente rural iria forçosamente gerar conflitos e inadequações entre leis e normas a serem implantadas e os fatores condicionantes do sistema rural.

O turismo rural ainda se encontra em fase embrionária na região, porém já se assiste a uma reconversão de propriedades rurais em chácaras de lazer, sendo as zonas ribeirinhas muito procuradas. Estas unidades conjugam uma população flutuante, representada pelos proprietários, com uma permanente, constituída pelos caseiros e suas famílias. Concentrações de pequenas chácaras de lazer podem apresentar uma forma de ocupação mais adensada, potencialmente danosa aos recursos hídricos.

A bacia do Alto Capivari não apresenta até o momento grandes problemas de poluição das águas. Entretanto, pela proximidade da Metrópole Curitibana, em franca expansão demográfica e territorial, e constituindo área de mananciais superficiais e subterrâneos bastante vulneráveis à contaminação, uma série maior de cuidados específicos deveria ser observada.

O relevo acidentado e até mesmo escarpado de muitos interflúvios, induz a construção de estradas ao lado do leito dos rios, e sendo elas em grande número, agravam o problema de alta turbidez e o risco de acidentes com cargas tóxicas. Estas deveriam, quando possível, serem remanejadas.

As habitações em áreas de várzeas e baixos terraços fluviais, a exemplo de Várzea do Capivari, são potencialmente prejudiciais às águas e aos próprios habitantes, pois sendo o sistema freático superficial por natureza, a profundidade das fossas é reduzida, o que

causa contaminação bacteriológica dos poços e das águas superficiais, principalmente em períodos de chuvas mais concentradas ou prolongadas.

Outro aspecto importante se refere à educação ambiental. Seria interessante fomentar trabalhos de educação ambiental nas escolas e comunidades das vilas rurais, adaptados à realidade local, que levasse em conta a preservação de recursos hídricos. Foi constatado em visitas a campo o desconhecimento dos habitantes da região sobre o nome dos rios, riachos e nascentes que muitas vezes passam ao lado de suas casas.

A origem dos nomes de rios e riachos, na grande maioria das vezes, vem da língua tupy-guarani, e normalmente apresenta um significado condizente com alguma qualidade do rio ou com o local onde ele se originou, demonstrando a intimidade dos indígenas com os locais onde habitavam. O resgate do nome dos cursos d' água, de seu percurso desde suas nascentes em conjunto com o reconhecimento das cavidades naturais e das áreas de recarga dos aquíferos é o primeiro passo para a proteção destes sistemas hídricos pelas comunidades locais.

A recuperação e o resgate de dados históricos sobre análises e medidas hídricas existentes é de fundamental importância. A perda e o extravio destes dados é irreparável para a reconstituição de tendências evolutivas nas mutantes bacias hidrográficas brasileiras. Assim, seria de todo recomendado que a Agência Nacional de Águas estabelecesse normas e recomendações para preservação e acesso a consultas destes dados.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAS. Caderno técnico: **Termos hidrogeológicos básicos**. São Paulo: ABAS, 1997.
- AGIODA, A.; MERLO, C.; CARMANTRAND, B. de; SIMON, J. C.; JAMET, P. **Conferência sobre agricultura e meio ambiente**. Viçosa: UFV, NEPEMA, 1992.
- ALLAN, David. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall, 1995.
- ANDERSON, P.S. **Fundamentos para Fotointerpretação**. Série: Fotointerpretação, Teoria e Métodos. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia, 1982.
- ANDREOLLI, C. V.; DALARMI, O.; LARA, A. I. ; RODRIGUES, E. M.; ANDREOLLI, F. DE N. Os mananciais de abastecimento da região metropolitana de Curitiba – RMC. **Sanare**. Curitiba, v.12; p. 19-42. 1999.
- APHA, AWWA, WPCF **Métodos normalizados para el analisis de águas potables y residuales**. Madrid: Diaz de Santos. 1992. 10.900 p.
- ARCOVA, F. C; CICCIO, V de. Pesquisas em microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmerick, Cunha, SP. II-Qualidade de água e Geoquímica. In: I FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA. 1998. Curitiba. **Anais...**Curitiba: UFPR. 1998. p. 201 a 210.
- BAGDE, J. S.; RANGARI, A K. Periodicity of coliform bacteria in an aquatic environment. **Water Science Technology**, vol. 40, p. 151-157. 1999.
- BELTRAME, A. da VEIGA. **Diagnóstico do Meio físico de Bacias Hidrográficas - modelo e aplicação**. Florianópolis: Ed da UFSC, 1994.
- BIGARELLA, J.J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. G. dos. Fundamentos geológicos-geográficos, alteração química e física das rochas; relevo cárstico e dômico. In: BIGARELLA, J.J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. G. dos . **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: UFSC, 1994.
- BIGARELLA, J.J; PASSOS, E., POPP, J. E. **Região Metropolitana de Curitiba - Recursos Naturais – Ouro Fino**. Curitiba: COMEC, 1979.
- BITTENCOURT, A. V. L.; HINDI, E.C. Tópicos de hidroquímica In: **3^{er} Curso Sudamericano sobre Evaluación y Vulnerabilidad de Acuíferos**. Asunción: Itaipú binacional / OEA, 2000.
- BONACIM, E. A. **Dinâmica do sistema hidrogeológico cárstico na área de Tranqueira – Região metropolitana de Curitiba**. Curitiba, 1996. 166 p. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.
- BOTELHO, R. G. M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A S. BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. 269-293p.
- BRADY, N. **Natureza e propriedades do solo**. 5.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1979.

- BRANCO, S. M. **Água: origem, uso e preservação**. São Paulo: Moderna, 1993.
- BRANCO, S. M. **Limnologia sanitária, estudio de la polucion de águas continentales**. WASHINGTON, DC: OEA, 1984.
- BRANCO, S. M., ROCHA, A. **Elementos de Ciências do Ambiente**. 13. ed. São Paulo: CETESB / ASCETESB, 1987.
- BRANCO, S. M., ROCHA, A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher / CETESB, 1977.
- BRASIL, Ministério da Saúde. PORTARIA no 1469 de 29 de dezembro de 2000. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e a vigilância da qualidade de água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Republicada no DOU em 10/01/2001.
- BRASIL, Ministério da Saúde. PORTARIA no 36 MS de 19 de janeiro de 1990. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e a vigilância da qualidade de água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Republicada no DOU em 10/01/2001.
- BYAPPANAHALLI, M.N; FUJIOKA R.S. Evidence that tropical environment can support the growth of *Escherichia coli*. **Water Science and Technology**. v. 38, n. 12. p. 171-174. 1998.
- CANALI, N. E, OKA-FIORI, C. GUEDES, J.A. Propriedades físicas das bacias hidrográficas das Baías de Antonina e Paranaguá-Pr. In: I FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA. 1998. Curitiba. **Anais...**Curitiba : UFPR. 1998.
- CANALI, N. E. **Contribuição ao estudo da geomorfologia da área de Colombo – Pr**. São Paulo. 1980. 96p. Dissertação (mestrado em Geografia Física). FFCLCH. USP.
- CARVALHO, B. de A. **Glossário de saneamento e ecologia**. Rio de Janeiro: ABES, 1981.
- CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.
- CETESB. **Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2001** São Paulo: CETESB, 2001. 1 CD room
- CHAPMAN, D; KIMSTACK, V. The selection of water quality variables In: CHAPMAN, D. **Water Quality Assessment**. London: Chapman & Hall Ltd., 1992. p.51-117.
- CHIARANDA, Roberto. **Usos da terra e avaliação da capacidade potencial de armazenamento de água da bacia do rio Cuiabá – Mt**. Curitiba, 2002. 352p. Tese (doutorado em Engenharia Florestal, UFPR).
- CHRISTMANN, A. **Sistemas de manejo e utilização do esterco de suíno nas pequenas propriedades rurais**. Florianópolis : ACARESC, 1988.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher / USP, 1980.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher / USP, 1974.
- CONAMA. **Resoluções do CONAMA, 1984 / 91**. 4. ed. Brasília: IBAMA, 1992.

- CONAMA. **Resoluções do CONAMA**. Disponível em: < <http://www.lei.adv.br/conama.01htm>. > Acesso em 10 de janeiro de 2003.
- COOPER, J.R., GILLIAM, J.W., DANIELS, R.B.; POBARGE, W.P. Riparian areas as filters for agricultural sediments. **Soil Science. Soc. Am. Journal**, 51. pp. 416–420. 1987. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science>. > Acesso em: 20 de novembro de 2002.
- COPEL, ITC, FUPEF, COMEC, IBDF. **Estudo da Biomassa e do Mercado de Energéticos de Produtos florestais no Sudeste Paranaense**. Governo do Estado Do Paraná. Carta de uso e ocupação das terras escala 1: 20.000. 1986.
- COPEL, ITC, FUPEF, COMEC, IBDF. **Estudo da Biomassa e do Mercado de Energéticos de Produtos florestais no Sudeste Paranaense**. Governo do Estado Do Paraná. Vol 1, relatório final. 1985. 149p. 1986.
- CREA. Água sob risco. **Revista CREA / Pr**. Curitiba. ano 5, n.18. p. 20. 2002.
- CUNHA, A S.; BASTOS FILHO, G. S. O sistema agrossilvocultural da bracatinga. In: LOPES, I. V.; BASTOS FILHO, G. S. ; BILLER, D.; BALE, M. **Gestão Ambiental no Brasil, experiência e sucesso**. 3 ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas. 2000. p.63-93 .
- CUSTODIO, E. Princípios básicos de química e radioquímica das águas subterrâneas. In: Custódio, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia Subterrânea**. Barcelona: Omega, 1983.
- DA SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu- Sp – Brazil). **Water Research**, n.35. p. 1609-1616. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science>. > Acesso em: 19 de novembro de 2001.
- DALCON. **Estudo de impacto Ambiental da exploração do Aquífero Carste das Sub-bacias de Colombo Sede e Fervida, Município de Colombo-PR**. Curitiba: SANEPAR, 2001. Relatório, tomo 1 e 2 .
- EMBRAPA & IAPAR. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Paraná**. Curitiba: EMBRAPA; IAPAR. 1984. 412p. Tomo 1.
- EMBRAPA. Disponível em: < <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>. > Acesso em: 5 de outubro de 2002.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: FINEP, 1988.
- FALKENMARK, M.; ALLARD, B. Water quality and genesis and disturbances of natural freshwaters. In: HUTZINGER, Otto. **The handbook of environmental chemistry**. Berlin: Spring-Verlag, 1991. v.5, p 45-78.
- FEEMA. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Conceitos básicos do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Serviço de Comunicação Social da Petrobrás. 1990.

- FILGUEIRA LEITE, A; SEMIRAMIS S. C.; COELHO, NETO. A L. Hidrogeoquímica em uma bacia montanhosa florestada: uma abordagem Geo-hidroecológica. In: I FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA. 1998. Curitiba. **Anais...**Curitiba: UFPR. 1998. p 190-199.
- FINEGAN, B. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba: CATIE, 1992, 28p. (Série Técnica, 188).
- FORMAN, T.T. R. Land Mosaics: **The ecology of landscapes and regions**. Great Britain: Cambridge University Press. 1995.
- FORMAN, T.T.R., GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.
- FRAGA, C. G. Análise introdutória a hidrogeologia do "Karst" paranaense. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1984, Recife. **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 244-255.
- FRITZSONS, E. **Avaliação do Impacto da contaminação por nitrogênio na bacia hidrográfica cárstica de Fervida / Ribeirão das Onças – Colombo – PR., Curitiba.** 1999. 164p. Dissertação (mestrado em Engenharia Florestal). UFPR.
- FRITZSONS, E. RIZZI, N.E. BITTENCOURT, A.V.L. (a) Uso da terra e contaminação por nitrogênio numa bacia hidrográfica cárstica. **Boletim Paranaense de Geociências**. v. 48. p. 27-33. 2000.
- FRITZSONS, E.; CARRILHO, P. F.; MANTOVANI, L. E.. A qualidade de água como instrumento de diagnóstico de conservação da bacia hidrográfica. IN: XIV REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14, 2002. **Anais...** Cuiabá (MS). Cuiabá: UFMT, 2002. v. 1, p. 115-115. Resumo expandido
- FRITZSONS, E.; PARANHOS, A. C.; IDE, C. N; GONÇALO, F. V; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As interações entre coliformes e a alteração de vazão em águas superficiais. In: SIMPORH (SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO OESTE). **Anais...**, Campo Grande: UFMS, 2002. n. 71. 9p. 1 CD_ROM, b.
- FRITZSONS, E.; RIZZI, N. E.; MANTOVANI, L.E.; BITTENCOURT, A.V. L. Estudo do impacto da contaminação por nitrogênio numa bacia hidrográfica cárstica. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 49, p. 39-52, 2001.
- FRITZSONS, E; MABU, S.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E.; BITTENCOURT, AVL. A proteção dos recursos hídricos e o uso da terra na bacia do Alto Capivari. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE AGUAS SUBTERRÂNEAS. **Anais...** 2002. Florianópolis: ABAS. 1 CD-ROM; a.
- FRITZSONS, JR. O; PIEKARZ, G.F; FALCADE, D. Geologia e potencial econômico do Grupo Setuva (PR). In: Congresso Brasileiro de Geologia, 3. Salvador, 1982. **Anais...**, v. 3. Salvados: SBG p. 987-1001.
- GALETI, P. A. **Conservação do solo – reflorestamento – clima**. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. 1973.
- GAZETA DO POVO. Mineração no Paraná não tem planejamento. Curitiba, 30 maio 1999, pagina 11.

- GIACOMELLI, M. B. O. Determinação de metais pesados em sedimento do Rio Tubarão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 5, n.3 e 4, p 178-185. 2000.
- GODRON, M. Comunicação verbal. 1999.
- GUERRA, A T. **Dicionário Geológico-Geomorfológico**. 7ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1987.
- GUIMARÃES, J.L. B. **Relação ente a ocupação do solo e o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do Rio Pequeno, São José dos Pinhais**. Curitiba. 2000. 205p. Dissertação (mestrado em Engenharia Florestal). UFPR.
- HELLER, M. I. A cidade sitiada. **CREA / Pr**. Ano 5, n.18 p. 16-17. 2002.
- HINDI, E. C. **Caracterização hidroquímica e hidrogeológica das fontes cársticas da bacias dos rios Tumiri, Água Comprida, Fervida e Ribeira das Onças – Colombo – Pr**. Curitiba. 1999. 127p. Dissertação (mestrado em Geologia). UFPR.
- IBGE. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br> >Acesso em : 10 de janeiro de 2003.
- IBGE. **Manual Técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Ambientais, 1991.
- IDE, C. N. **Qualidade da drenagem pluvial urbana**. Porto Alegre. 1984. 137p. Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento). IPH / UFRGS.
- JACOBS, A. G. **Dinâmica de uso e ocupação dos mananciais na região metropolitana de Curitiba–Pr**. Curitiba. 2002. 259 p. Tese (doutorado em Engenharia Florestal). UFPR.
- JAGALS, W; GRABON; O; DE VILIERIS, J. C. Evaluation indicators for assessment of human and animal fecal pollution of sewage run-off. **Water Science and Technology**, vol 31, p. 235-241. 2000.
- JENNINGS, G. D.; LINE, D.E.; HARMAN, W.A. Monitoring evaluation of a create riparian zone on a dairy farm. **American Society of Agricultural Engineers (ASAE)**. Florida USA. 6p. 1998.
- JICA - JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY. **The master plan study on the utilization of water resources in Paraná state in the Federative Republic of Brazil**. Tokio :JICA. v. J: Soil and erosion Forest. 1995, a.
- JICA - JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY. **The master plan study on the utilization of water resources in Paraná state in the Federative Republic of Brazil**. Tokio :JICA .v. I: Water quality and sewerage. 1995, b.
- KLEIN, R.; HATSCHBACK, G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica de parte dos Municípios de Rio Branco do Sul, Bocaiúva do Sul, Almirante Tamandaré e Colombo (Pr). **Boletim da UFPR**. Instituto de Geologia, Curitiba, n. 3, 93 p., 1962.
- LETOURNEUR, J.; MICHEL, R. **Géologie du génie civil**. Paris: Armand Colin, 1971.

- LICHT, O A B.; MORITA, M. C. ; TARVAINEN, T. A utilização de dados de prospecção geoquímica de flúor, no Primeiro Planalto Paranaense, na identificação de áreas de interesse para a saúde pública – uma abordagem preliminar. **Geochimica brasiliensis**, 10(1): 057-069, 1996.
- LICHT, O. A B. **A geoquímica multielementar na gestão ambiental - Identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no Estado do Paraná, Brasil**. Curitiba. 2001. 209p. Tese (doutorado em Geologia). Departamento de Geologia. UFPR.
- LIMA, W de P. Função hidrológica da mata ciliar in: Barbosa, Luiz Mauro (coordenador), SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. Campinas. **Anais...**Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 25-42.
- LISBOA, A. A. Proposta de metodologia para avaliação hidrogeológica do aquífero cárstico, compartimento de S. Miguel. SEMINÁRIO DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA. **Boletim de resumos**. Curitiba: UFPR. p. 18-20. 1997.
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 2. ed. Rio de Janeiro : J. Olympio, 1981.
- MALANSON, G. **Riparian landscapes**. New York: Cambridge University Press, 1993.
- MANTOVANI, L. E. Conseqüências ambientais e climáticas do desenvolvimento da região sudeste. In: 4TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST ECOSYSTEMS – FOREST 96. **Anais...** Belo Horizonte; MG. 1996.
- MANTOVANI, L. E.; ROSA FILHO, E. F. DA; HINDI, E C.; FRITZSONS, E.; MABU, S. Condicionantes climáticos na formação e proteção dos aquíferos cársticos das bacias dos rios Passaúna e Barigui, Setor Norte do Alto Iguaçu. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE AGUAS SUBTERRÂNEAS. FLORIANÓPOLIS **Anais...** 2002. Florianópolis: ABAS. 1 CD-ROM.
- MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: BARBOSA, L. M. (coordenador), SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 11-19.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Omega, 1986.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983.
- MARTINS, F. Mananciais em risco. In: Curitiba Especial. **Gazeta do Povo**. p. 4. 11 de junho de 2000.
- METZGER, J. P. **Structure du paysage et diversité des peuplements ligneux fragmentes du rio Jacaré-Pepira (Sud-Est du Brésil)**. Toulouse. 1995. 273p. Tese (doutorado em Ecologia de Paisagem), Université Paul Sabatier, Toulouse, França.
- MEYBECK, M. La pollution des Fleuves. **LA RECHERCHE**. v. 21, n. 221, p. 608-619. 1990.
- MEYBECK, M., FRIEDRICH, G., THOMAS, R; CHAPMAN, D. **RIVERS. Water Quality Assessment**. London: Chapman & Hall Ltd. 1992. p. 239-316.

- MICRONAL. **Manual do turbidímetro B 250**. São Paulo. 1993.
- MINEROPAR, Minerais do Paraná S.S. Gerência e Economia Mineral. **Mineração e Meio Ambiente**. Curitiba: MINEROPAR. 1991.
- MINEROPAR. **Projeto Calcário – Distrito mineiro de Capiru**. Curitiba: SEIT. 2001. 22p. 1 CD-ROM.
- MIRANDA, V.R; CALHERIOS, D.F.; OLIVEIRA, M. D.; BARBOSA, D. S. ARAÚJO, J. S.; COSTA, M. S. Avaliação do NMO de coliformes totais e fecais no rio Paraguay e canal do Tamengo. Corumbá-Ladário, MS. In: III SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO ECONÔMICOS DO PANTANAL. **Anais...** Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2000. p. 243-244.
- MUCHOVEJ, M. C.; RECHEIGL, J. E. Nitrogen fertilizers. In: **Soil Amendments and Environmental Quality**. Ona (Florida): Jack E. Recheigl, 1995.
- MUELLER, C. CHARLES. Gestão das matas ciliares. In: LOPES, I. V.; BASTOS FILHO, G. S. ; BILLER, D.; BALE; M. **Gestão Ambiental no Brasil, experiência e sucesso**. 3 ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas. p.185-214. 2000.
- NAGASAKA, A NAKAMURA, F. The influences of land-use changes on hydrology and riparian environment in a northern Japanese landscape. **Landscape Ecology**. v.14. p. 543-556. 1999.
- NAKAMURA, F.; DOKAI, T. Estimation of the effect of riparian Forest on stream temperature based on heat budget. **Journal of Japanese Forestry society**. v. 71. p. 387-394. 1989.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara S. A. 1983.
- OMS. **Consecuencias sanitárias del empleo de plaguicidas en la agricultura**. Genebra: OMS. 1992.
- OMS. Guidelines for drinking water quality. v. 2. Genebra: OMS, 1996.
- PERRY, C. D.; VELIIDIS, G.; LOWRANCE, R.; THOMAS, D. L. Watershed-scale water quality impacts of riparian forest management. **Journal of water planning and management**. vol. 125. n. 3. 1999. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science>. >Acesso em : 3 de agosto de 2002.
- PHILLIPS, J. D. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal palin river. **Journal of Hidrology**. N. 110. p.221-237. 1989. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science>. >Acesso em : 20 de setembro de 2002.
- PORTO , M. Qualidade de água. Apostila do curso oferecido ao CHPAR, CURITIBA, PR. 1999.
- PORTO , M. et. al. Caracterização da qualidade da água. In: BRANCO. S. M. et al. **Hidrologia Ambiental** São Paulo: EDUSP /ABRH, 1991. 27-65p.

- PREFEITURA MUNICIPAL DE COLOMBO. **Parque Municipal Gruta do Bacaetava.** Folheto Explicativo. s/ data 4p. Secretaria da Agricultura, Abastecimento e Meio Ambiente de Colombo.
- PROJETO KARST – Mapa Geológico Estrutural Escala 1:20.000. Institut Joanneum Research. Curitiba: SUDERHSA / SANEPAR / UFPR / COMEC . 1997 / 1998.
- PROST, A. The management of water resources, development and human health in the humid tropics. In: **Hydrology and water management in the humid tropics.** Great Britain: Cambridge University Press / UNESCO. 1993. p. 344-366.
- RICHARDS, J.A, **Remote Sensing Digital Image Analysis.** Berlin: Springer-Verlag. 1994. p.340.
- RIZZI, N. E. **Avaliação do benefício florestal de proteção a potabilidade natural das águas para abastecimento da região metropolitana de Curitiba.** Curitiba. 1981. 127p. Dissertação (mestrado em Engenharia Florestal). UFPR.
- RIZZI, N.E. Índices de qualidade de água. **Sanare**, v.15, n.15, p.11-20. 2001.
- RIZZINI, C.T., COIMBRA FILHO, A.F. **Ecosistemas Brasileiros** Rio de Janeiro: Index, Enge-Rio. 1988. p. 127-134.
- ROCHE, M A. Water quality issues in the humid tropics. In: BONEL, M; HUFSCHEIDT, M. **Hydrology and water management in the humid tropics.** Great Britain: Cambridge University Press / UNESCO. p. 344-366. 1993.
- RODRIGUES, S. R. **O uso da terra e a qualidade das águas superficiais da bacia do rio Sapucaí-Guaçu no município de Campos do Jordão.** São Paulo. 1997. 126p. Dissertação (mestrado em geografia física). USP:FFCL.
- ROGERS, PETER. Hidrology and water quality. In: MEYER, W. B; TURNER, B. L. **Changes in land use and land cover: a global perspective.** Great Britain: Cambridge University Press. 1994.
- ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: ambiente e planejamento.** São Paulo: Contexto, 1991.
- RYSZKOWSKI, L; BARTOSZEWICZ, A e KEDZIORA, A Management of matter fluxes by biogeochemical barriers at the agricultural landscape level. **Landscape ecology.** 14: 479-492, 1999.
- SALA, O.E., CHAPIN III, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. AND WALL, D.H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science.** n. 287, pp. 1770–1774. 2000.
- SANEPAR. Plano Diretor do Sistema de água de Curitiba e Região metropolitana. **Relatório Técnico.** volume I / IV .Curitiba: SANEPAR. 1992.
- SCHAFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais.** Porto Alegre: Ed da Universidade. 1984.

- SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Ciência e Ambiente**. Santa Maria: UFSM. v.1, n.1.; p. 56-68. 1990.
- SCOTT, H. ENSIGN; MICHAEL A. MALLIN. Stream water quality changes following timber harvest in a coastal plain swamp forest. **Water research**, v. 35, p. 3381-3350. 2001.
- SHAXSON, T. F. Produção e proteção integrada em microbacias. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. **Anais...** Campinas: SBCS. 1988. p. 263 a 271.
- SOLTNER, DOMINIQUE. **L'arbre et la haie**. Paris: Sainte Gemmes-sur- Loire. Collection Sciences et techniques agricoles. 7 ed. 1985, a.
- SOLTNER, DOMINIQUE. **Les bases de la productio végétale**. Paris: Sainte Gemmes-sur- Loire. Collection Sciences et techniques agricoles. Tome 1: Le sol. 13 ed. 1985, b.
- SOUZA, ENIO REZENDE DE. **Alterações físico-químicas no deflúvio de três sub-bacias hidrográficas decorrentes da atividade agrícola**. Lavras. 1996. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Lavras: UFLA.
- SPAROVEK, GERD, RANIERI, S. B. L. GASSNER, A.; DE MARIA, I.C., SCHNUG, E.; SANTOS, R.F.; JOUBERT, A. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. In: **Agriculture, Ecosystems & Environment**; Volume 90, número 2, julho de 2002. p.169-175 Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science>. >Acesso em: 2 de outubro de 2001.
- STUMM, W.; MORGAN, J. **Aquatic chesmistry**: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York: John Wiley & sons, 1981. v. 1, p. 230-284.
- SUDERHSA **Qualidade das águas interiores do Estado do Paraná - 1987-1995**. Curitiba: SUDERHSA. 1997.
- SUDERHSA. Dados de vazão mensal máxima, mínima e média da Chácara da Luz. 2000. Mensagem recebida em 23/01/2001.
- SUETÔNIO MOTA. **Preservação e Conservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES. 1995.
- SUGUIO, K.; BIGARELLA, J.J. **Ambiente Fluvial**. 2 ed. Florianópolis: Editora da UFSC, 1990.
- THEODOROVICZ, A ,THEODOROVICZ, A.M.G; CANTARINO, S. C. **Projeto Curitiba: atlas de uso e ocupação do solo da região metropolitana de Curitiba; problemas ambientais relacionados**. São Paulo, CPRM, 1999. 48 p. ; mapa; il. (Programa Informações para Gestão territorial GATE).
- THEODOROVICZ, A. ,THEODOROVICZ, AMG; CANTARINO, S. C. **Projeto Curitiba: Atlas geoambiental da região metropolitana de Curitiba- subsídios ao planejamento territorial**. São Paulo: CPRM, 1999. 48 p. ; mapa; il. (Programa Informações para Gestão territorial GATE).
- TUCCI, C. E. M. , **Hidrologia: Ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed da Universidade: ABRH/ EDUSP. 1993.

UNESCO. Methods for water balance computations. Paris: UNESCO. 170p. 1974

VALENTE, O F.; CASTRO, P. S. Manejo de bacias hidrográficas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 7, n. 80. p. 40-45. 1987.

VELOSO, H., P. **Classificação da vegetação brasileira adaptada à um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 1991.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo : Mc Graw - Hill. 1975.

WENDLAND, F. Potential nitrate pollution of groundwater in Germany: a supraregional differentiated model. **Environmental Geology**. Estocolmo, n. 24, p. 1-6, 1994.

ZANONI, M. M.; FERREIRA, A. D.D.; MIGUEL, L. DE A.; FLORIANI, D.; CANALLI, N.; RAYNAUT, C. Preservação da natureza e desenvolvimento rural: Dilemas e Estratégias dos agricultores familiares em Áreas de Proteção Ambiental. In: **Desenvolvimento e Meio Ambiente: A construção da ruralidade e a relação sociedade/ natureza**. Curitiba, PR: Editora da UFPR, n.2.. 2000.

8. ANEXOS

ANEXO 1: O CÓDIGO FLORESTAL

Em termos legais, as matas ciliares são definidas como áreas de preservação permanente (APP), conforme a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, alterada pela Lei nº 7.803, de 18 de julho de 1989 as quais definem o Código Florestal brasileiro, sendo que a largura mínima definida para as matas ciliares, segundo o Código Florestal, varia conforme a largura dos cursos d'água, como explica a Tabela abaixo.

ESPECIFICAÇÃO DA LARGURA DA FAIXA DE MATA CILIAR CONFORME AS LARGURAS DOS CURSOS D'ÁGUA.

LARGURA DO CURSO D'ÁGUA	LARGURA DA FAIXA DE MATA CILIAR
Até 10 (dez) metros de largura	30 m
De 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura	50 m
De 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura	100 m
De 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura	200 m
De 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura	500 m

Também são consideradas de preservação permanente as formas de vegetação natural situadas ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de água naturais ou artificiais, e a vegetação natural situada nas nascentes dos cursos d'água, com um raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura.

O Código Florestal define ainda como áreas de preservação permanente a vegetação natural encontrada:

- no topo de morros, montes, montanhas e serras;
- nas encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;
- nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;
- nas bordas de tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;
- em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação.

O Código Florestal define ainda, no Art. 3º, § 1º que; “a supressão total ou parcial de florestas de preservação permanente só será admitida com prévia autorização do Poder Executivo Federal, quando for necessária à execução de obras, planos, atividades ou projetos de utilidade pública ou interesse social”.

ANEXO 2: A RESOLUÇÃO DO CONAMA (NÚMERO 20, DE 18 DE JUNHO DE 1986).

Esta resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente é amplamente utilizada no Brasil. Ela classifica as águas doces, salgadas e salobras em 9 classes (a classe ESPECIAL e de 1 a 8). A classificação é baseada no uso a que se destinam as águas (abastecimento, irrigação, navegação, paisagismo, recreação etc.).

A TABELA 1 mostra enquadramento das classes de acordo com os usos predominantes. A "classe especial", 1, 2, 3 e 4 compreendem as águas doces, as classes 4 e 5 são salgadas e as 7 e 8 salobras. Assim, para a irrigação de hortaliças, pode-se utilizar águas da classe 1, e as das classes 2, 3 e 4, por estas conferirem riscos à saúde humana. Para irrigar cereais pode-se utilizar águas da classe 3.

TABELA 1: CLASSES, SEGUNDO SEUS USOS PREPONDERANTES (ARTIGO 1º).

USOS	CLASSES								
	Especial	1	2	3	4	5	6	7	8
Abastecimento doméstico sem prévia ou simples desinfecção	X								
Abastecimento dom. após tratam. Simplificado		X							
Abastecimento dom. após tratamento convencional			X	X					
Preservação do equilíbrio natural de comunidades aquáticas	X	X	X			X		X	
Recreação de contato primário		X	X			X		X	
Irrigação de hortaliças		X							
Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas			X						
Irrigação de arbóreas, cereais e forrageiras				X					
Aqüicultura para alimentação humana		X	X			X		X	
Dessedentação de animais				X					
Navegação					X				
Harmonia paisagística					X		X		X
Usos menos exigentes					X				
Recreação de contato secundário							X		X
Navegação comercial							X		X

FONTE: CONSTRUÍDA A PARTIR DE INFORMAÇÕES DO CONAMA (1992).

O que determina o enquadramento de um corpo de água numa determinada classe são alguns limites conferidos a certos parâmetros, tais como: cor, odor, presença de corantes, oxigênio dissolvido, níveis de coliformes fecais, etc, como podemos visualizar na TABELA 2 (Resolução de número 20 do CONAMA, 18 de junho de 1986).

TABELA 2: LIMITES PARA AS CLASSES DE ÁGUAS (ARTIGOS DE 3 A 11)

PARÂMETROS	CLASSES								
	Especial	1	2	3	4	5	6	7	8
Material flutuante		Virtualmente Ausentes	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1
Óleos e graxas		Virtualmente Ausentes	Idem a 1	Idem a 1	Toleram-se iridiscências	Idem a 1	Toleram-se iridiscências	Idem a 1	Toleram-se iridiscências
Gosto ou odor		Virtualmente Ausentes	Idem a 1	Idem a 1					
Odor e aspecto					Não objetáveis				
Odor e turbidez						Virtualmente Ausentes	Virtualmente ausentes		
Cor, odor e turbidez								Virtualmente Ausentes	Virtualmente Ausentes
Corantes artificiais		Virtualmente Ausentes	Proibido os de difícil remoção	Idem a 2		Idem a 1	Idem a 1		
Subst. que formam deposições objetáveis		Virtualmente Ausentes	Idem a 1	Idem a 1		Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	
Subst. facilmente sedimentáveis					Virtualmente ausentes				Virtualmente Ausentes
DBO 5, 20 °C (em mg/l de O ₂)		Até 3	Até 5	Até 10		Até 5	Até 10	Até 5	
Od (mg/l de O ₂)		Não inferior a 6	Não inferior a 5	Não inferior a 4	Superior a 2	Não inferior a 6	Não inferior a 4	Não inferior a 5	Não inferior a 3
Turbidez (UNT)		Até 40	Até 100	Até 100					
Cor (mg pt/l)		Natural	Até 75	Idem a 2		X	X		
Potencial hidrogeniônico		6,0 a 9,0	Idem a 1	Idem a 1	Idem a 1	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	5,0 a 9,0
Substâncias potencialmente prejudiciais		66	Idem a 1	65		46		33	
Coliformes em 100 ml	C t ausentes	200 Cf ou 1000 Ct.	1000 CF ou 5000 Ct	4000 Cf ou 20000 CT		1000 Cf ou 5000 Ct *	4000 Cf ou 20000 Ct	1000 Cf ou 5000 Ct	4000 Cf ou 20000 Ct
Fenóis C ₆ H ₅ OH					Até 1 mg/l	X			

FONTE: TABELA CONSTRUÍDA A PARTIR DE INFORMAÇÕES DO CONAMA / 92 (1996).

* alterado pela Resolução nº 274 de 29/11/2000

ANEXO 3: EXEMPLO DE UMA PLANILHA

Out/86	Turbidez			Cor			MO	pH			Alcalinidade	Bocaiúva		Colombo		média
dias	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Max	Min	Med	Max			COPEL		ponderada.
														0,554		0,446
18	120	80	108	350	25	325	6	7,9	7,8	7,85	119	861018 700	32	861018 700	23	27,666
19	95	95	95	350	35	350	10	7,9	7,6	7,75	63	861019 700	29	861019 700	33,1	30,5386
20	70	35	47	250	125	183,3	10	8,5	7,2	7,85	80	861020 700	4,9	861020 700	2,5	3,7806
21	50	30	37,3	275	125	200	8	7,8	7,5	7,65	87	861021 700	8,8	861021 700	10,2	9,3364
22	21	21	21	175	175	175	6,4	8,8	7,6	8,2	85	861022 700	0,5	861022 700	4,2	2,1452
23	25	18	20	125	125	125	6,8	8,4	7,4	7,9	95	861023 700 0.00		861023 700 0.00		0
24	15	10	12	55	55	55	4,5	8,3	7,7	8	102	861024 700 0.00		861024 700 0.00		0
25	10	10	10	75	75	75	3,5	8,2	7,8	8	95	861025 700 0.00		861025 700 0.00		0
26	10	10	10	125	55	125	3	8,2	7,8	8	88	861026 700 0.00		861026 700 0.00		0
28	10	10	10	75	55	75	3,2	8,2	7,7	7,95	110	861028 700 0.00		861028 700 0.00		0
29	10	10	10	40	35	40	3,2	8,2	7,4	7,8	118	861029 700	0,3	861029 700 0.00		0,1632
30	10	10	10	45	45	45	3	9,2	7,6	8,4	121	861030 700 0.00		861030 700 0.00		0

ANEXO 4: RESUMO DO RESULTADO ESTATÍSTICO DE TODOS OS PARÂMETROS ANALISADOS

Parâmetro	Médias diferentes	Medianas diferentes	nitidez	Observação
Turbidez mínima/precipitação	x	x	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Turbidez mínima em dias de pp	x	x	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Turbidez média em dias de pp	x	x	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Dif Tmax-Tmin	X	X	+	O ano 1 é menor
Conc. Hidrog. todo período	X	X	+++	O ano 1 é nitidamete menor
Conc. Hidrog. com pp	X	X	+++	O ano 1 é nitidamete menor
Conc. Hidrog. sem pp	X	X	+++	O ano 1 é nitidamete menor
Amplitude térmica todo período	X	X	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Amplitude térmica verão	X	X	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Amplitude térmica inverno	X	X	+++	O ano 1 é nitidamente maior
Precipitação	-	-	+++	Sem diferença entre os anos
Mo sem precipitação	X	X	+	O ano 3 é maior e o ano 1 é menor
Mo com precipitação	X	X	+	O ano 3 e o 1 são maiores pela mediana
Mo todo período	X	X	+	O ano 3 é maior
Mo/pp	-	-	-	
Cor mínima sem pp	X	X	-	O ano 3 é maior e o ano 1 é menor
Cor média sem pp	X	X	-	O ano 3 é maior e o ano 1 é menor
Cor máxima sem pp	X	X	-	O ano 3 é maior e o ano 1 é menor
Cor mínima /pp	-	-	-	
Cor média /pp	-	-	-	
Cor máxima/pp	-	-	-	
Cor mínima em dias de pp	X	-	-	O ano 1 é maior
Cor média em dias de pp	-	-	-	
Cor máxima em dias de pp	X	-	-	O ano 1 e o ano 5 são menores
Turbidez máxima /pp	-	-	-	
Turbidez média / pp	-	-	-	
Turbidez mínima sem pp	X	X	+++	O cinco é maior
Turbidez média sem pp	X	X	+++	O cinco é maior
Turbidez máxima sem pp	X	X	+++	O cinco é maior
Alcalinidade max todo período	X	X	+	O 1 é menor
Alcalinidade max/ precipitação	-	-	-	
Alcalinidade max s/precipitação	X	X	-	O 1 e o 5 são maiores
Alcalinidade em dias de pp	X	X	+++	O 1 é menor

NOTA: Quando aparece o sinal X, há diferença entre as médias ou medianas. Com o sinal -, não há diferenças entre elas.

Quanto mais sinais +, maiores foram as diferenças encontradas.

ANEXO 5: FOTOS



A



B



C

FIGURAS:
A: Rio Capivari, ponto de coleta nº.5, sobre uma pequena barragem de diabásio; **B:** Enchente próxima ao exutório da BAC; **C:** Aspecto de ocupação das margens em Várzea do Capivari; **D:** Aspecto de floresta ciliar e de pequena ilha de sedimentos e vegetação logo após a junção do rio Bacaetava com o Capivari; **E:** Aspecto de floresta ciliar; **F:** Desbarrancamento de margens após período de precipitação concentrada próximo à Chácara da Luz; **G:** Aspecto de margens desprotegidas em Campininha.



D



E



F



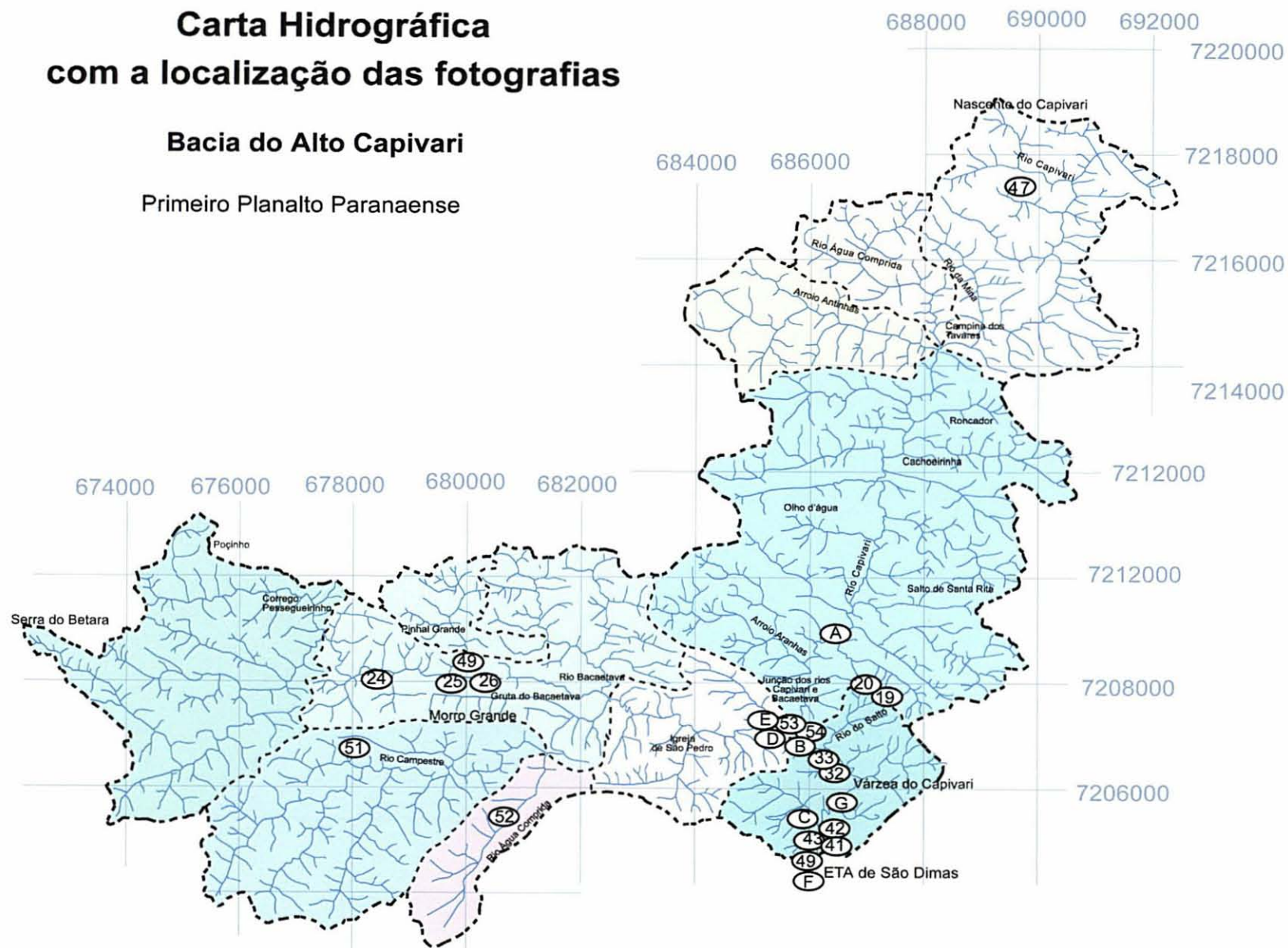
G

ANEXO 6: LOCALIZAÇÃO DAS FOTOS

Carta Hidrográfica com a localização das fotografias

Bacia do Alto Capivari

Primeiro Planalto Paranaense



ANEXO 7: ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA QUE APRESENTARAM DIFERENÇAS ENTRE OS PERÍODOS 1 E 2, MAIS PRECIPITAÇÃO E AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA.

LISTA DAS ANÁLISES

Turbidez mínima em dias de precipitação maiores ou iguais a 1 mm.	1
Índice: Turbidez mínima diária por precipitação pluviométrica diária.....	5
Turbidez média em dias de precipitação maiores ou iguais à 1mm	10
Alcalinidade máxima todos os dias do ano	14
Alcalinidade em dias de precipitação.....	18
Concentração hidrogeniônica para todos os dias.....	20
Concentração hidrogeniônica em dias com precipitação e sem precipitação.....	24
Gráfico “Caixa e Bigodes” para concentração hidrogeniônica em dias com precipitação	25
Gráfico “Caixa e Bigodes” para concentração hidrogeniônica em dias com precipitação	25
Índice: Amplitude térmica relativa diária para o ano todo.....	25
Índice: Amplitude térmica relativa diária para o inverno (meses 5, 6,7, 8 e 9)	30
Índice: Amplitude térmica relativa diária para o verão (meses 11, 12, 1 e 2).....	34
Precipitação (pluviometria).....	38

Turbidez mínima em dias de precipitação maiores ou iguais a 1 mm.

O sumário estatístico está apresentado na TABELA 1.1

TABELA 1.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO (TURBIDEZ MÍNIMA)

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão de assimetria	Padrão Curtosis
1	86/87	143	60,061	300	5,1	3168,57	56,2901	8588,6	7,48314	6,75417
2	atual	398	26,3621	170	4,4	435,952	20,8795	10492,1	18,977	34,024
3	98	152	27,248	170	6,0	422,786	20,5618	4141,7	15,5845	39,0814
4	99	133	24,9173	120	4,4	389,715	19,7412	3314,0	8,63345	10,7908
5	2000	113	26,8708	130	6,1	512,174	22,6313	3036,4	8,50251	9,44473
		939	31,4939	300,0	4,4	995,457	31,5509	29572,8	38,9332	89,8369

*Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: O padrão de assimetria e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da média da turbidez mínima, indicando alguma não normalidade significativa nos dados, violando a assertiva de que os dados vêm de uma distribuição normal. Assim é aconselhável transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DA VARIÂNCIA

A tabela da Anova (TABELA 1.2) decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão f neste caso é igual a 40,52, sendo o valor p do teste f menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatisticamente significativa entre as médias da turbidez mínima dentro dos períodos a um nível de confiança de 95%.**

TABELA 1.2 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA – MÓDULO $Y_{IJ} = U + \alpha_i + E_{IJ}$ $I=1,2,...,5$ $J= 1,2,3,...,939$.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	f-Razão	Valor p
Entre grupos	138082,0	4	34520,4	40,52	0,0000
Dentro dos grupos	795657,0	934	851,881		
Total	933738,0	938			

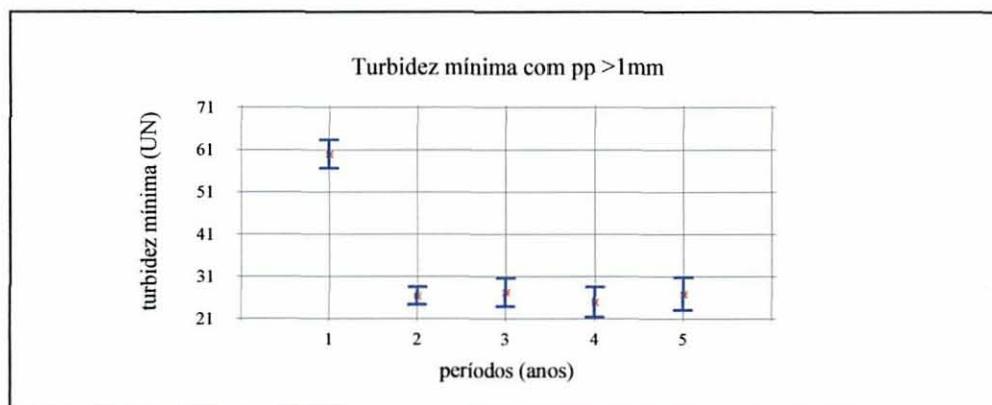
ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 1.3) mostra a média da coluna turbidez mínima em períodos de precipitação maiores ou iguais a 1 mm para cada nível dos períodos. Ela também evidencia na amostra, o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 1.1.

TABELA 1.3 - TABELA DE MÉDIAS PARA COLUNA TURBIDEZ MÍNIMA PELA COLUNA PERÍODOS, COM 95% LSD INTERVALO.

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	143	60,0601	2,44074	56,6731	63,4472
2	atual	398	26,3621	1,46301	24,3318	28,3923
3	98	152	27,248	2,36738	23,9628	30,5332
4	99	133	24,9173	2,53083	21,4052	28,4293
5	2000	113	26,8708	2,74568	23,0606	30,681
		939	31,4939			

FIGURA 1.1 - TURBIDEZ MÍNIMA COM PRECIPITAÇÃO MAIOR AO IGUAL À 1mm.



COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA TURBIDEZ MÍNIMA PELOS PERÍODOS

Para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras, utilizou-se o teste COMPARAÇÃO MULTIPLA. Nesta tabela (TABELA 1.4), nota-se a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em quatro pares mostra que estes são significativamente diferentes ao nível de

confiança de 95%. Dois grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 1.4 - SERIE MÚLTIPLA PARA TURBIDEZ. MÍN. EM PP. MAIOR OU IGUAL A 1 mm

Método : 955 LSD			
	quantidade	Média	Grupos homogêneos
4	133	24,9173	x
2	398	26,3621	x
5	113	26,8708	x
3	152	27,248	x
1	143	60,061	x
Contraste	Diferença		+/- limites
1-2	*33,6981		5,58458
1-3	*32,8121		6,67302
1-4	*35,1428		6,90021
1-5	*33,1893		7,20965
2-3	-0,885966		5,46159
2-4	1,44477		5,73695
2-5	-0,508736		6,10564
3-4	2,33073		6,80105
3-5	0,37723		7,11481
4-5	-1,9535		7,32831

- denota uma diferença estatisticamente significante.

O TESTE DE KRUSKAL WALLIS

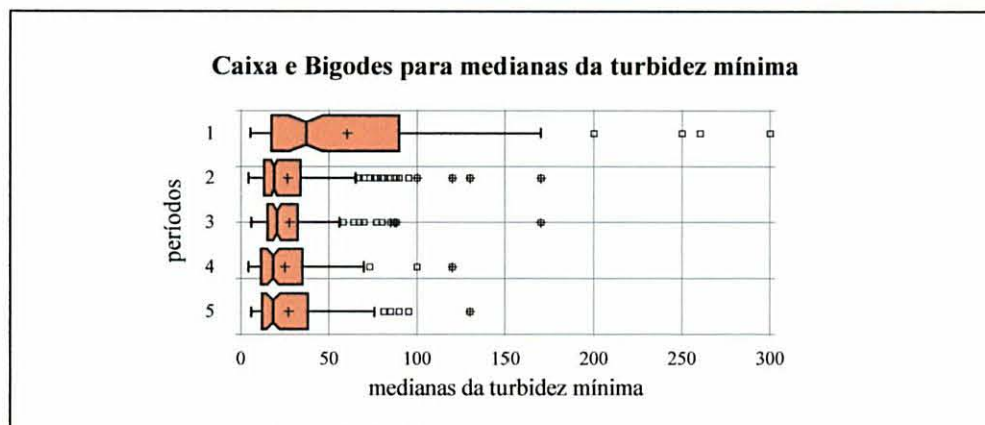
O teste de Kruskal Wallis (TABELA 1.5) avalia a hipótese nula de as medianas da coluna 1 (turbidez mínima) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) serem as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiros combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança**. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 1.2.

TABELA 1.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA TURBIDEZ MÍNIMA POR PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Série Média
1	143	612,951
2	398	444,319
3	152	476,947
4	133	416,267
5	113	433,447

Teste estatístico= 50,7031 Valor P = 2,57492E-10

FIGURA 1.2 - GRÁFICO "CAIXA E BIGODES" COM AS MEDIANAS DA TURBIDEZ MÍNIMA NOS CINCO PERÍODOS



ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA TURBIDEZ MÍNIMA

Foram analisados 939 valores variando de -54,9601 to 239,94

Ajuste a distribuição normal

Média = -0,00000329233

Desvio padrão = 29,1247

TESTE PARA NORMALIDADE DE RESÍDUOS

Qui-quadrado: goodness-of-fit = 751,014; Valor P = 0,0 (TABELA 1.6)

Estatística Shapiro-Wilks = 0,821673; Valor P = 0,0

Contagem Z para falta de assimetria (skewness) = 13,0961; Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 12,969; Valor P = 0,0

Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 59 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks é baseado na comparação dos quartis de uma distribuição normal ajustada dos dados. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, pode-se rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 1.6 - TESTE DO TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS
QUI-QUADRADO

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
Até ou abaixo	-70,0	0	7,63	7,63
-70	-33,6364	56	108,87	25,68
-33,6344	2,72727	585	388,03	99,98
2,72727	39,0909	222	350,18	46,92
Abaixo de 39,0909		76	84,29	0,82

Qui-quadrado = 181,014 com 2 d.f. Valor P = 0,0

TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,150015

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,156439

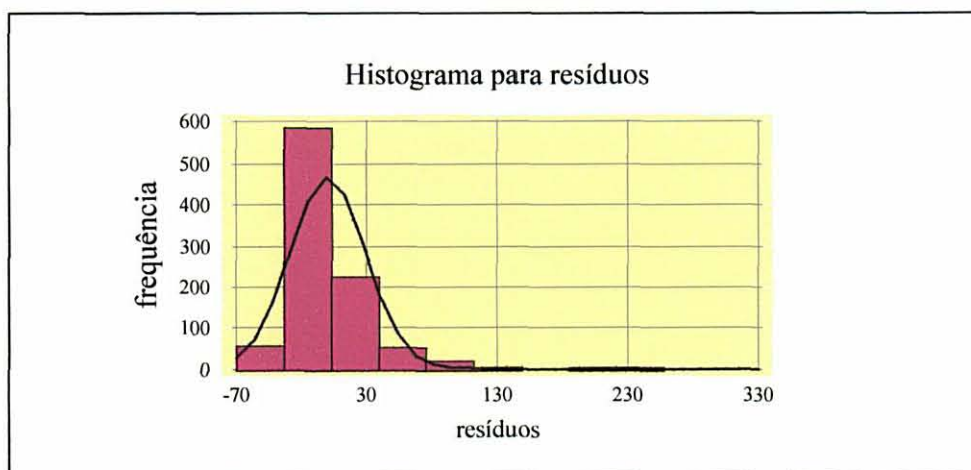
Estatística completa estimada DN = 0,156439

Valor P aproximado = 0,0

Observação: Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de **0,156439**.

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança. A FIGURA 1.3 apresenta o histograma para resíduos em função de sua frequência.

FIGURA 1.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS DA TURBIDEZ MÍNIMA EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO maiores que 1 mm.



Índice: Turbidez mínima diária por precipitação pluviométrica diária

SUMÁRIO ESTATÍSTICO DO ÍNDICE: TURBIDEZ MÍNIMA / PRECIPITAÇÃO

TABELA 2.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão de assimetria	Padrão. Curtosis
1	1986/87	143	6,93021	49,06	0,7	46,9224	6,84999	991,02	13,784	27,8013
2	Atual*	398	4,40839	40,26	0,3	21,7521	4,66392	1754,54	23,4947	49,0944
3	98	152	4,24829	18,54	0,45	16,7794	4,09626	645,74	10,2975	9,98115
4	99	133	4,71805	25,72	0,31	25,3072	5,03063	627,5	10,7391	12,5294
5	2000	113	4,25929	40,26	0,3	24,4838	4,94811	481,3	18,3077	55,4524
		939	4,7924	49,06	0,3	26,338	5,13206	4500,1	37,8164	86,088

- * Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Nesta análise, o padrão de assimetria e/ou Curtosis está fora da amplitude de -2 para +2 para os cinco períodos. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados, violando a assertiva de que os dados sejam provenientes de uma distribuição normal. Assim é aconselhável transformar os dados ou então utilizar o teste de Kruskal-Wallis para comparar medianas ao invés de médias. Este teste será utilizado a seguir.

ANÁLISE DA VARIÂNCIA

A tabela da **ANOVA** (TABELA 2.2) decompõe a variância da turbidez mínima/precipitação em dois componentes. A razão F, a qual neste caso é igual a 7,7 é relativa à razão da estimativa entre grupos e a estimativa dentro do grupo. Desde que o valor p do teste f é menor que 0,05, **há diferença significativa entre as médias do índice turbidez mínima / precipitação** entre os períodos, ao nível de confiança de 95%.

TABELA 2.2 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA $Y_{ij} = U + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,939$.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	Razão f	Valor p
Entre grupos	790,084	4	197,521	7,71	0,00
Dentro dos grupos	23915,0	934	25,6049		
Total	24705,1	938			

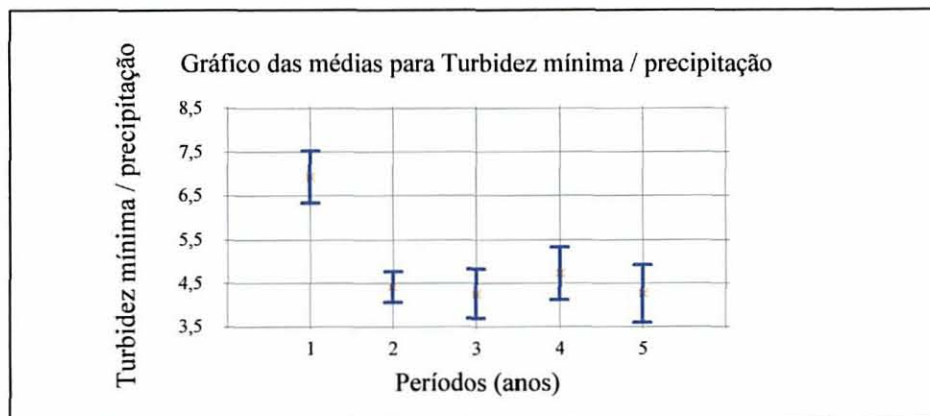
ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 2.3) mostra a média da coluna turbidez mínima / precipitação para cada nível dos períodos. Ela também evidencia a amostra do erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 2.1.

TABELA 2.3 - MÉDIAS PARA COLUNA TURBIDEZ MÍNIMA/ PRECIPITAÇÃO PELA COLUNA PERÍODOS COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Número de observações	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	1986/87	143	6,93021	0,423149	6,343	7,51742
2	atual	398	4,40839	0,253641	4,05641	4,76037
3	98	152	4,24829	0,410431	3,67873	4,81785
4	99	133	4,71805	0,438769	4,10916	5,32693
5	2000	113	4,25929	0,476017	3,59872	4,91986
		939	4,79224			

FIGURA 2.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA O ÍNDICE TURBIDEZ MÍNIMA / PRECIPITAÇÃO.



APLICAÇÃO DA COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA TURBIDEZ MÍNIMA / PRECIPITAÇÃO PELOS PERÍODOS

Para determinar qual média é significativamente diferente das outras utilizou-se o teste COMPARAÇÃO MULTIPLA, visualizado na TABELA 2.4. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em quatro pares mostra que estes são significativamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Os dois grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 2.4 - COMPARAÇÃO MÚLTIPLA PARA TURBIDEZ MÍNIMA/ PRECIPITAÇÃO NOS PERÍODOS

Método: 955 LSD	Número de observações	Média	Grupos homogêneos
3	152	4,24829	X
5	113	4,25929	X
2	398	4,40839	X
4	133	4,71805	X
1	143	6,93021	X
Contraste	Diferença	+/- limites	
1-2	*2,52182	0,968195	
1-3	*2,68192	1,1569	
1-4	*2,21216	1,19628	
1-5	*2,67092	1,24993	
2-3	0,160102	0,946873	
2-4	-0,309653	0,994612	
2-5	0,1491	1,05853	
3-4	-0,469756	1,17909	
3-5	-0,0110026	1,23349	
4-5	0,458753	1,2705	

* denota uma diferença estatística significante.

APLICAÇÃO DO TESTE DE KRUSKAL-WALLIS

O teste de Kruskal-Wallis será aplicado, uma vez que os dados não são provenientes de uma distribuição normal, como atestou o teste padrão de assimetria e/ou Curtosis. Assim serão comparadas as medianas ao invés de médias.

O teste de Kruskal Wallis (TABELA 2.5) avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (turbidez mínima/ precipitação) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) sejam as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiros combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de p é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre a medianas ao nível de 95% de confiança**. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 2.2.

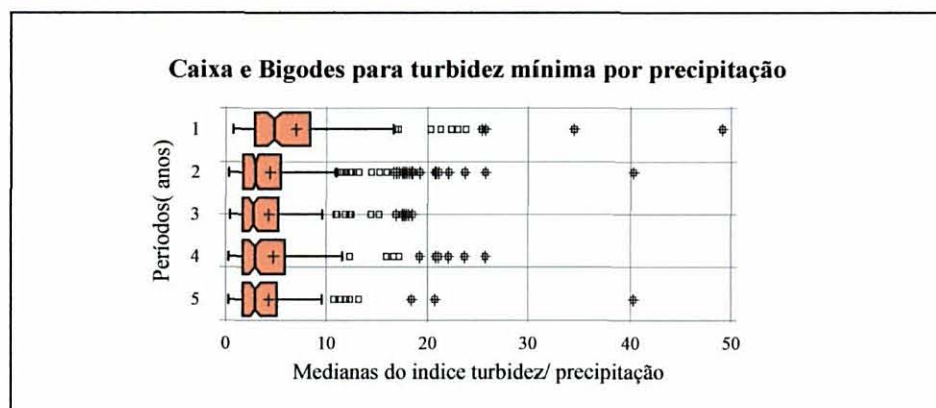
TABELA 2.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA TURBIDEZ MÍNIMA POR PRECIPITAÇÃO NOS PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Série média
1	143	596,881
2	398	447,206
3	152	445,388
4	133	457,707
5	113	437,292

Teste estatístico: 37,2784

Valor : p: 1,57838E-7

FIGURA 2.2 - GRÁFICO "CAIXA E BIGODES" COM AS MEDIANAS DE TURBIDEZ MÍNIMA POR PRECIPITAÇÃO NOS CINCO PERÍODOS



ANÁLISE DE RESÍDUOS

Foram analisados 939 valores variando de -6,23021 a 42,1298

Ajuste a distribuição normal: média = 4,41321E-7; desvio padrão = 5,04933

TESTE PARA NORMALIDADE DE RESÍDUOS

Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O **teste qui-quadrado** divide a extensão do resíduo em 59 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O **teste Shapiro-Wilks** é baseado na comparação dos quartis de uma distribuição normal ajustada dos dados. O teste **padrão de assimetria** se atém para a falta de simetria nos dados. O

teste **padrão Curtosis** se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor p entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor p ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

Qui –quadrado: *goodness-of-fit* = 926,317; Valor P = 0,0

Estatística Shapiro-Wilks W = 0,723637; Valor P = 0,0

Contagem Z para falta de assimetria (*Z score for skewness*) = 14,6521; Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis (*Z score for Kurtosis*) = 13,4936; P Valor P = 0,0

TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O **teste do qui-quadrado** (TABELA 2.6) divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classe ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste **Kolmogorov-Smirnov** computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de **0,192265**.

O mais baixo valor p entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor p abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança. A FIGURA 2.3 apresenta o histograma para resíduos em função de sua frequência.

TABELA 2.6 - TESTE DO QUI-QUADRADO

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
Abaixo ou menor	-9,0	0	35,06	35,06
-9,0	-3,54545	117	191,51	28,99
-3,54545	1,90909	635	381,26	168,87
1,90909	7,36364	114	263,21	84,58
7,36364	12,8182	34	62,73	13,16
Abaixo de 12,8182		39	5,23	218,30

Qui-quadrado = 548,954 com 3 d.f. Valor P= 0,0

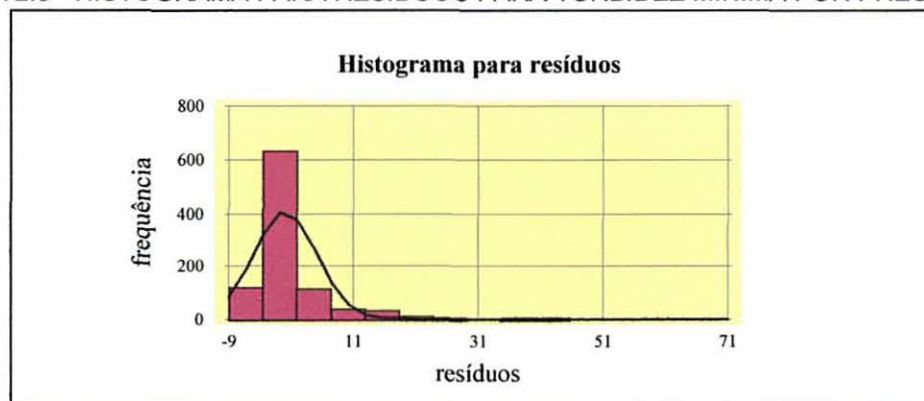
Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,192265

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,167464

Estatística completa estimada DN = 0,192265

Valor P aproximado = 0,0

FIGURA 2.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS PARA TURBIDEZ MÍNIMA POR PRECIPITAÇÃO



Turbidez média em dias de precipitação maiores ou iguais à 1mm

A TABELA 3.1 apresenta o Sumário Estatístico

TABELA 3.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão de assimetria	Padrão. Curtosis
1	86/87	143	69,0168	402,5	5,7	4030,99	63,4901	9869,4	8,37787	11,6489
2	atual	398	48,608	201,8	4,7	1778,86	42,1765	19346,0	10,984	4,92561
3	98	152	48,4138	201,8	7,2	1672,4	40,895	7358,9	7,51669	3,98377
4	99	133	48,5797	192,6	4,7	1848,42	42,9932	6461,1	5,77663	2,29677
5	2000	113	48,9027	176,0	7,5	1872,02	43,2668	5526,0	5,86986	2,69123
		939	51,7161	402,5	4,7	2169,83	46,5815	48561,4	20,9834	27,0633

- Atual se refere aos anos de 98,99 e 2000.

Observação: O padrão de assimetria e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da turbidez média. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Assim, pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias.

ANÁLISE DA VARIÂNCIA

A tabela da Anova (TABELA 3.2) decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão f neste caso é igual a 5,94, sendo o valor p do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença significativa estatisticamente entre as médias da turbidez média em eventos de precipitação maiores que 1 mm dentro dos períodos a um nível de confiança de 95%.**

TABELA 3.2 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA MÓDULO $Y_{ij} = U + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,939$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	50506,9	4	12626,7	5,94	0,0001
Dentro dos grupos	1,9848 E6	934	2125,05		
Total	2,0353 E6	938			

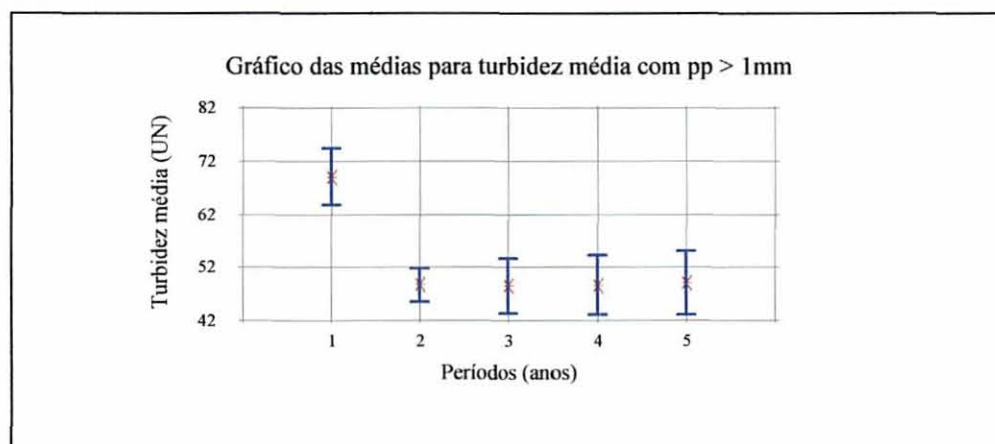
TABELA DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 3.3) mostra a média da coluna turbidez média em períodos de precipitação maiores ou iguais a 1 mm para cada nível dos períodos. Ela também evidencia o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 3.1.

TABELA 3.3 - TABELA DE MÉDIAS PARA COLUNA TURBIDEZ MÉDIA PELA COLUNA PERÍODOS COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	143	69,0168	3,85493	63,6673	74,3663
2	atual	398	48,608	2,3107	45,4015	51,8146
3	98	152	48,4138	3,73906	43,2251	53,6025
4	99	133	48,5797	3,99723	43,0327	54,1267
5	2000	113	48,9027	4,33656	42,8848	54,9205
		939	52,7042			

FIGURA 3.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA TURBIDEZ MÉDIA ENTRE OS PERÍODOS.



COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA TURBIDEZ MÉDIA ENTRE OS PERÍODOS

Para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras, utilizou-se o teste SÉRIE MULTIPLA. Na TABELA 3.4, nota-se a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em quatro pares mostra que estes são significativamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Dois grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 3.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA TURBIDEZ MÉDIA PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	quantidade	Média	Grupos homogêneos
3	152	48,4138	x
4	133	48,5797	x
2	398	48,608	x
5	113	48,9027	x
1	143	69,0168	x
Contraste	Diferença	+/- limites	
1-2	*20,4087	8,82035	
1-3	*20,603	10,5394	
1-4	*20,4371	10,8983	
1-5	*20,1141	11,387	
2-3	0,194224	8,6261	
2-4	0,028341	9,06101	
2-5	-0,294615	9,64331	
3-4	-0,165883	10,7417	
3-5	-0,488839	11,2372	
4-5	-0,322956	11,5744	

* denota uma diferença estatisticamente significante.

O TESTE DE KRUSKAL-WALLIS

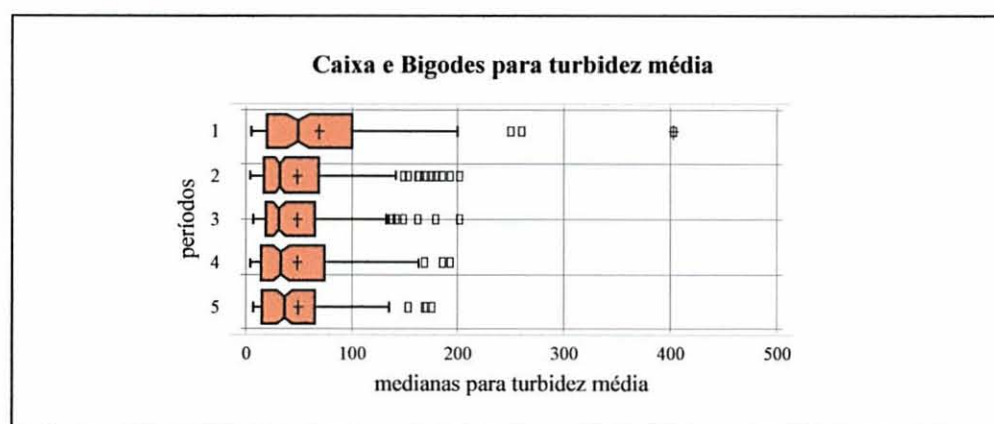
O teste de Kruskal Wallis (TABELA 3.5) avalia a hipótese nula de as medianas da coluna 1 (turbidez média) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) serem as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiros combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança**. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 3.2.

TABELA 3.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA TURBIDEZ MÉDIA POR PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Série Média
1	143	535,909
2	398	458,16
3	152	473,076
4	133	445,658
5	113	452,81

Teste estatístico = 10,749 Valor P = 0,0295351

FIGURA 3.2 - GRÁFICO "CAIXA E BIGODES" PARA TURBIDEZ MÉDIA EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO MAIORES DE 1 mm.



ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA TURBIDEZ MÉDIA

Foram analisados 939 valores variando de -63,3168 to 333,483

Ajuste a distribuição normal: média = 0,00000321108; desvio padrão =45,9999

TESTE PARA NORMALIDADE DE RESÍDUOS

Qui-quadrado: goodness-of-fit = 733,923; Valor P = 0,0 (TABELA 3.6)

Estatística Shapiro-Wilks = 0,86082; Valor P = 0,0

Contagem Z para falta de assimetria (skewness) = 10,2137; Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 8,83912; Valor P = 0,0

Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 59 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks é baseado na comparação dos quartis de uma distribuição

normal ajustada dos dados. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor p entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor p ser menor que 0,01, pode-se rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 3.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR	FREQUÊNCIA OBSERVADA	FREQUÊNCIA ESPERADA	QUI-QUADRADO
Em ou abaixo de	-90,0	0	23,66	23,66
-90	-44,5455	45	132,61	57,88
-44,5455	0,909091	545	320,63	157,01
0,909091	46,3636	194	314,91	46,42
46,3636	91,8182	109	125,62	2,20
Abaixo de 91,8182		46	21,56	27,69

Qui-quadrado = 314,866 com 3 d.f. Valor P = 0,0

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,149162

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,122979

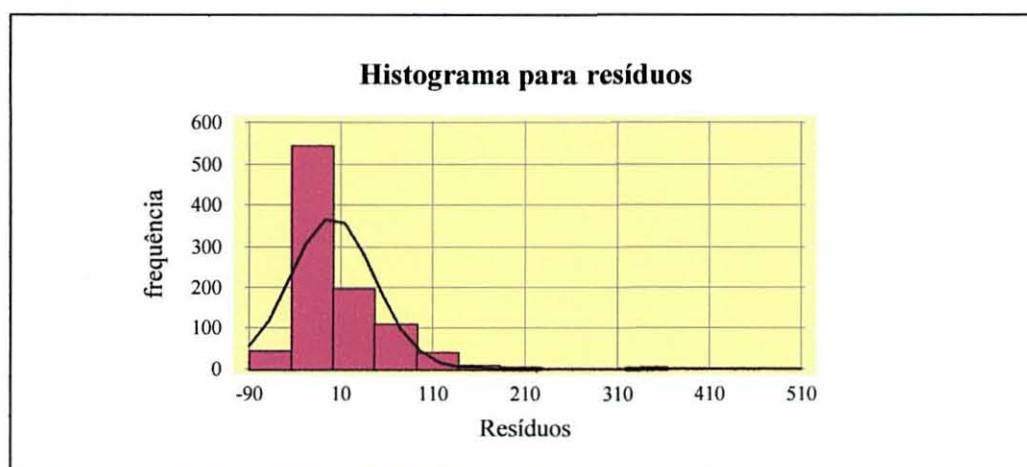
Estatística completa estimada DN = 0,149162

Valor P aproximado = 0,0

Observação: Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,149162

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança. A FIGURA 3.3 apresenta o histograma para resíduos em função de sua freqüência.

FIGURA 3.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS PARA TURBIDEZ MÉDIA EM DIAS DE PP



Alcalinidade máxima todos os dias do ano

O Sumário estatístico está presente na TABELA 4.1

TABELA 4.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO.

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão. skewness	Padrão. Curtosis
1	86/87	384	87,8542	139,0	17,0	652,699	25,548	33736,0	-6,11469	-1,2806
2	atual	1095	93,4804	124,00	31,0	173,069	13,1556	102361,0	-21,6675	19,1065
3	98	365	90,863	110,00	37,0	176,564	13,2877	33165,0	-12,9199	10,2162
4	99	365	94,0521	110,0	32,0	147,709	12,1536	34329,0	-14,6314	15,1748
5	2000	365	95,526	124,0	31,0	184,492	13,5828	34867,0	-11,6846	9,93711
		2574	92,641	139,0	17,0	248,348	15,7591	238458,0	-31,9237	28,8817

- Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como a padrão de assimetria (padronização skewness) e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da alcalinidade. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que os dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DE VARIÂNCIA

A tabela da Anova decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 14,9005, sendo o valor p do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatística entre as médias de alcalinidade** entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%. (TABELA 4.2).

TABELA 4.2 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA $Y_{ij} = \mu + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,2574$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	14489,0	4	3622,25	14,90	0,0000
Dentro dos grupos	624511,0	2569	243,095		
Total (Corr)	639000,0	2573			

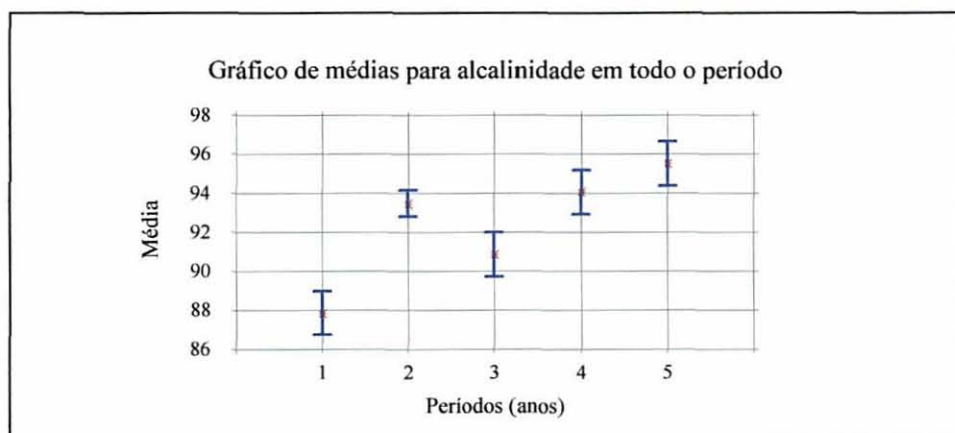
ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 4.3) mostra a média da coluna alcalinidade para cada nível dos períodos. Ela também evidencia o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 4.1.

TABELA 4.3 - MÉDIAS PARA COLUNA ALCALINIDADE COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	384	87,8542	0,795651	85,7536	89,9547
2	atual	1095	93,4804	0,471174	92,8274	94,1334
3	98	365	90,863	0,816097	89,732	91,994
4	99	365	94,0521	0,816097	92,921	95,1831
5	2000	365	95,526	0,816097	94,395	96,6571
		2574	92,641			

FIGURA 4.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA ALCALINIDADE EM TODO O PERÍODO



COMPARAÇÃO MÚLTIPLA PARA ALCALINIDADE PELOS PERÍODOS

Esta tabela 4.4 de comparação múltipla aplica o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em oito pares mostra que eles estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. No topo da tabela quatro grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 4.4 - COMPARAÇÃO MÚLTIPLA PARA ALCALINIDADE PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	Quantidade	Média	Grupos homogêneos			
1	384	87,8542	x			
3	365	90,863		x		
4	1095	93,4804			x	
2	365	94,0521			x	x
5	365	95,526				x
Contraste	Diferença		+/- limites			
1-2	*-5,6262		1,81238			
1-3	*-3,00885		2,23391			
1-4	*-6,19789		2,23391			
1-5	*-7,67186		2,23391			
2-3	*2,61735		1,84697			
2-4	-0,571689		1,84697			
2-5	*-2,04566		1,84697			
3-4	*-3,18904		2,26207			
3-5	*-4,66301		2,26207			
4-5	-1,47397		2,26207			

*denota uma diferença estatisticamente significante.

O TESTE DE KRUSKAL WALLIS

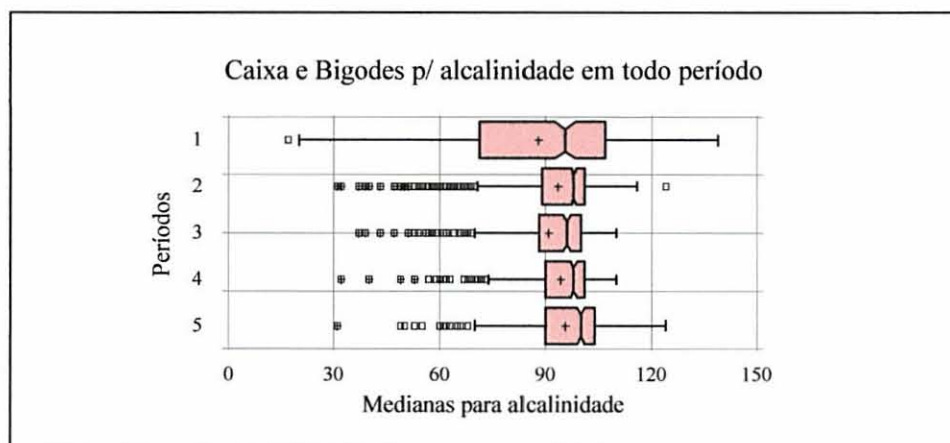
O teste de Kruskal Wallis (TABELA 4.5) avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (alcalinidade) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. O dado de todos os níveis é primeiro combinado e organizado dos menores para os maiores. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de p é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança**. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 4.2.

TABELA 4.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA ALCALINIDADE POR PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Série média
1	384	1267,72
2	1095	1290,97
3	365	1099,47
4	365	1319,27
5	365	1454,16

Teste estatístico = 42,7615 valor P = 1,15968E-8

FIGURA 4.2 - GRÁFICO “CAIXA E BIGODES” PARA ALCALINIDADE EM TODOS OS PERÍODOS



ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA ALCALINIDADE

Foram analisados 2574 valores variando de -70,8542 a 905,671

Ajuste (*fitted*) a distribuição normal

Média = -0,00000635183

Desvio padrão = 29,6772

TESTE PARA NORMALIDADE DE RESÍDUOS

Qui-quadrado: goodness-of-fit=3957,69; Valor P = 0,0 (TABELA 4.6)

Estatística Shapiro-Wilks = 0,86082; Valor P = 0,0

Contagem Z para falta de assimetria (skewness) = 47,8959 Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 32,6079; Valor P = 0,0

Observação: Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 88 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks não foi utilizado porque o tamanho da amostra é maior que 2000. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O

teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 4.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT TESTS PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
Até ou menor	-15,3846	376	777,58	207,39
-15,3846	76,9231	2196	1784,14	95,07
Abaixo 76,9231		2	12,28	8,61

Os dados são insuficientes para se realizar o teste do Qui-quadrado

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,236783

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,184911

Estatística completa estimada DN = 0,236783

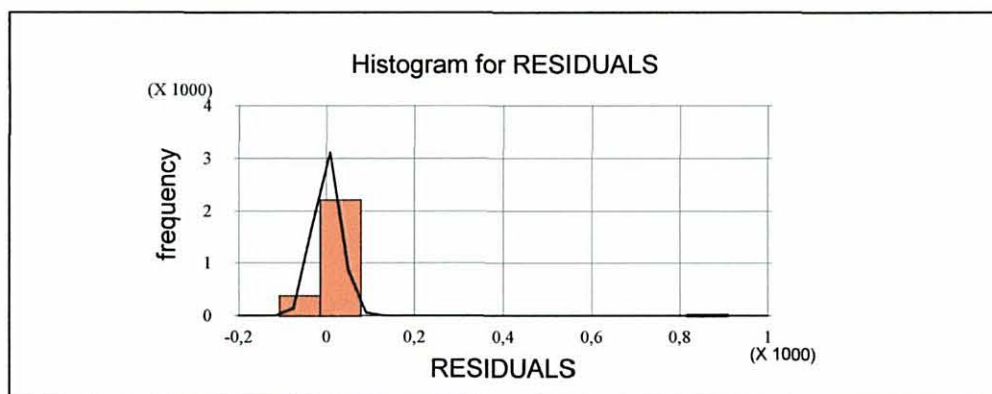
Valor P aproximado = 0,0

Observação:

Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (FUNÇÃO DISTRIBUIÇÃO ACUMULADA) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,236783

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

FIGURA 4.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS PARA ALCALINIDADE EM TODOS OS PERÍODOS



Alcalinidade em dias de precipitação

TABELA 5.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão de assimetria	Padrão de Curtosis
1	86/87	140	75,8357	119,0	25,0	741,851	27,2369	10617,0	-0,960993	-3,27951
2	atual	404	86,6931	114,0	31,0	266,288	16,3183	35024,0	-7,60513	1,17154
3	98	154	84,7662	107,0	37,0	249,71	15,8022	13054,0	-5,06902	1,02402
4	99	132	86,7121	110,0	32,0	252,741	15,8978	11446,0	-4,25059	0,756491
5	2000	118	89,1864	114,0	31,0	296,529	17,22	10524,0	-4,45712	0,755019
		948	85,0897	119,0	25,0	350,382	18,7185	80665,0	-11,5979	1,1274

- Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como o padrão de assimetria e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da alcalinidade, isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias o que será feito adiante.

TABELA 5.2 - TABELA DA ANÁLISE DA VARIÂNCIA MÓDULO $Y_{IJ} = U + \alpha_i + E_{IJ}$ $I=1,2,...5$ $J=1,2,3,...948$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	15371,7	4	3842,92	11,45	0,0000
Dentro dos grupos	316440,0	943	335,567		
Total (Corr)	331811,0	947			

A tabela da Anova decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 11,452, sendo o valor p do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatística significativa entre as médias de alcalinidade** em dias de precipitação entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

ANÁLISE DAS MÉDIAS

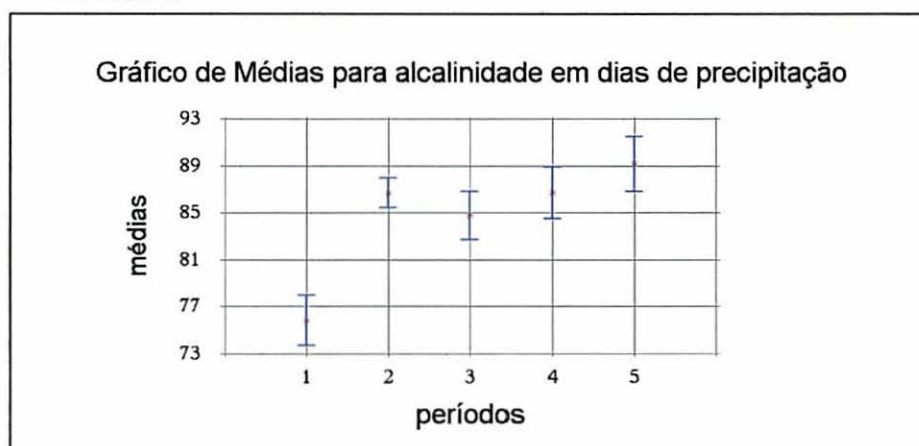
A tabela das médias (TABELA 5.3) mostra a média da coluna alcalinidade em dias de precipitação para cada nível dos períodos. Ela também evidencia o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral.

TABELA 5.3 - MÉDIAS PARA COLUNA ALCALINIDADE COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	140	75,8357	1,54819	73,6873	77,9841
2	atual	404	86,6931	0,911379	85,4284	87,9578
3	98	154	84,7662	1,47615	82,7178	86,8147
4	99	132	86,7121	1,59442	84,4996	88,9247
5	2000	118	89,1864	1,68635	86,8463	91,5266
		948	85,0897			

O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 5.1.

FIGURA 5.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO NOS PERÍODOS



COMPARAÇÃO MÚLTIPLA PARA ALCALINIDADE PELOS PERÍODOS

Esta tabela aplica o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em cinco pares mostra que eles estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Três grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 5.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO

Método : 955 LSD	Quantidade	Média	Grupos homogêneos		
1	140	75,8357	x		
3	154	84,7662		X	
4	404	86,6931		X	X
2	132	86,7121		x	X
5	118	89,1864			x
Contraste	Diferença		+/- limites		
1-2	*-10,8574		3,52567		
1-3	*-8,93052		4,19803		
1-4	*-10,8764		4,36144		
1-5	*-13,3507		4,49264		
2-3	1,92684		3,40457		
2-4	-0,0190519		3,60414		
2-5	-2,49337		3,76184		
3-4	-1,94589		4,26415		
3-5	*-4,42021		4,39825		
4-5	-2,47432		4,55448		

*denota uma diferença estatisticamente significativa.

TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO

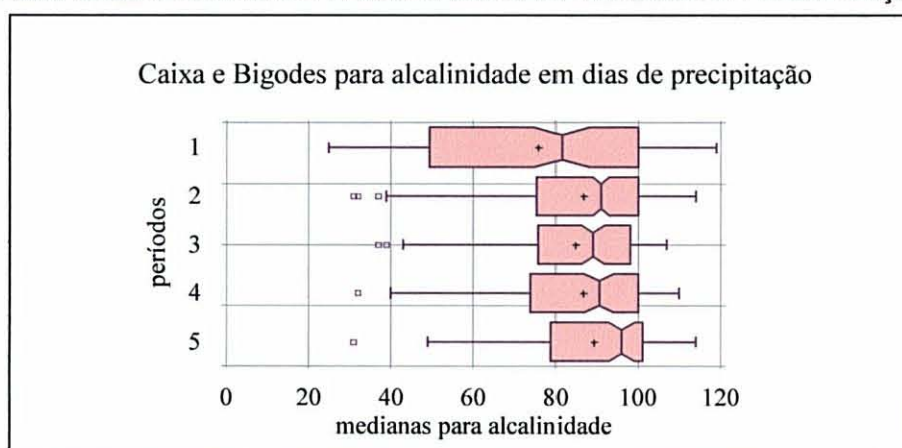
O teste de Kruskal Wallis avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (alcalinidade) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiro combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de p é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança**. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico 5.2.

TABELA 5.5 - KRUSKAL-WALLIS PARA ALCALINIDADE POR PERÍODOS

	Tamanho da amostra	Série média
1	140	395,721
2	404	488,15
3	154	444,643
4	132	488,591
5	118	544,436

Teste estatístico = 22,4958 Valor P = 0,000159648

FIGURA 5.2: CAIXA E BIGODES PARA ALCALINIDADE EM DIAS DE PRECIPITAÇÃO



Concentração hidrogeniônica para todos os dias

A TABELA 6.1 apresenta o Sumário estatístico da concentração hidrogeniônica em todos os dias

TABELA 6.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma
1	86/87	384	3,4048E-8	1,58489E-7	1,58489E-9	0,0	2,31423E-8	0,0000130744
2	atual	1095	8,10305E-9	3,54813E-8	1,12202E-9	0,0	4,62501E-9	0,00000887284
3	98	365	7,38533E-9	3,54813E-8	2,23872E-9	0,0	3,91324E-9	0,00000269565
4	99	365	6,33564E-9	2,81838E-8	1,12202E-9	0,0	2,89423E-9	0,00000231251
5	2000	365	1,05882E-8	3,54813E-8	3,16228E-9	0,0	5,54599E-9	0,00000386468
		2574	1,19736E-8	1,58489E-7	1,12202E-9		1,3542E-8	0,0000308201

- Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

	Padr.. skewness	Padr.. Curtosis
1	18,0963	27,6567
2	24,0839	30,4226
3	17,5231	32,6358
4	16,8663	40,7914
5	8,35263	6,09827
	91,1922	294,6

Observação: Como o padrão de assimetria skewness e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da alcalinidade, isto indica alguma não normalidade significativa nos dados, violando a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DA VARIÂNCIA

A tabela da Anova (TABELA 6.2) decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 578,02, sendo o valor P do teste F menor que 0,05. Isto indica que **as médias diárias de concentração hidrogeniônica** são estatisticamente diferentes entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

TABELA 6.2 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA $MÓDULO Y_{IJ} = U + \alpha_I + E_{IJ}$ $I=1,2,...,5$ $J=1,2,3,...,2574$.

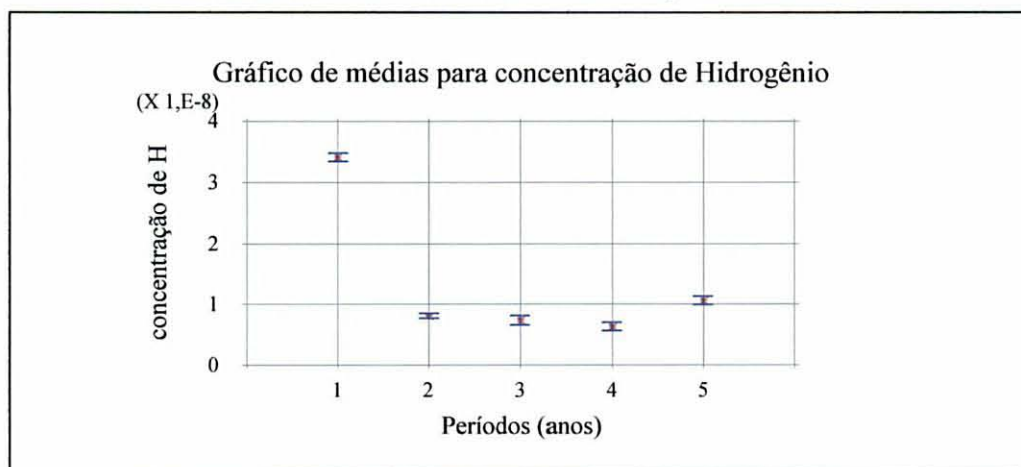
	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	0,0	4	0,0	578,02	0,0000
Dentro dos grupos	0,0	2569	0,0		
Total (Corr)	0,0	2573			

A tabela das médias (TABELA 6.3) mostra a média da coluna concentração hidrogeniônica para cada nível dos períodos. Ela também evidencia na amostra o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 6.1.

TABELA 6.3 - MÉDIAS PARA COLUNA CONC. HIDROGENIÔNICA COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	384	3,4048E-8	5,01739E-10	3,33526E-8	3,47434E-8
2	atual	1095	8,10305E-9	2,97123E-10	7,69126E-9	8,51483E-9
3	98	365	7,38533E-9	5,14633E-10	6,6721E-9	8,09857E-9
4	99	365	6,33564E-9	5,14633E-10	5,62241E-9	7,04887E-9
5	2000	365	1,05882E-8	5,14633E-10	9,87493E-9	1,13014E-8
		2574	1,19736E-8			

FIGURA 6.1: GRÁFICO DE MÉDIAS PARA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA



COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA A CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA PELOS PERÍODOS

A TABELA 6.4 aplica o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em oito pares mostra que eles estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Quatro grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 6.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	quantidade	Média	Grupos homogêneos	
4	365	6,33564E-9	X	
3	365	7,38533E-9	X	X
2	1095	8,10305E-9		X
5	365	1,05882E-8		X
1	384	3,4048E-8		X
Contraste	Diferença		+/- limites	
1-2	*2,5945E-8		1,14289E-9	
1-3	*2,66627E-8		1,40871E-9	
1-4	*2,77124E-8		1,40871E-9	
1-5	*2,34598E-8		1,40871E-9	
2-3	7,17712E-10		1,1647E-9	
2-4	*1,76741E-9		1,1647E-9	
2-5	*-2,48512E-9		1,1647E-9	
3-4	1,04969E-9		1,42647E-9	
3-5	*-3,20283E-9		1,42647E-9	
4-5	*-4,25252E-9		1,42647E-9	

*denota uma diferença estatisticamente significante.

O TESTE DE KRUSKAL WALLIS

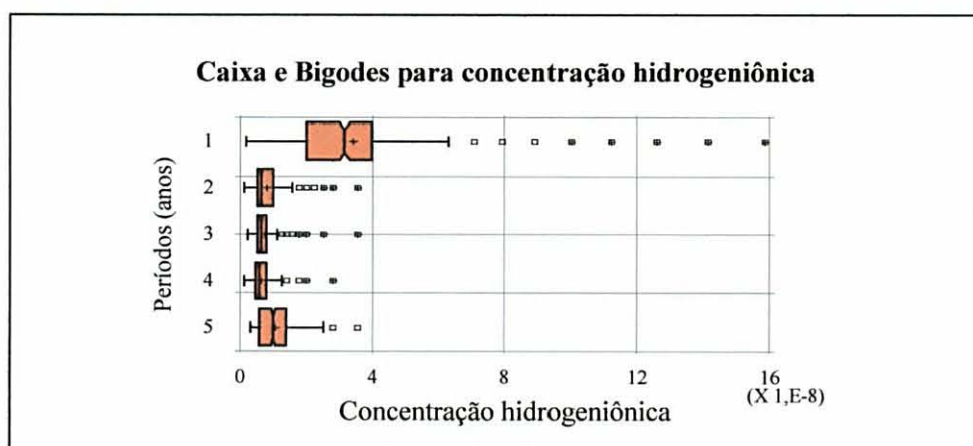
O teste de Kruskal Wallis (TABELA 6.5) avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (concentração hidrogeniônica) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiro combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é menor que 0,05, há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 6.2.

TABELA 6.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA C. HIDROGÊNIO ENTRE OS PERÍODOS

	Tamanho da amostra	Série Média
1	384	2262,75
2	1095	1116,5
3	365	1026,6
4	365	879,737
5	365	1443,15

Teste estatístico = 893,338 Valor P = 0,0

FIGURA 6.2 - "CAIXA E BIGODES" PARA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA



ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA

Foram analisados 2574 valores variando de -3,24631E-8 to 1,24441E-7

Ajuste (fitted) a distribuição normal

Desvio padrão = 9,8244 E-9

TESTES DE NORMALIDADE PARA RESÍDUOS

Qui quadrado goodness-of-fit statistic = 5818,41; Valor P = 0,0

Muitas observações conduziram ao teste Shapiro-Wilks

Contagem Z para falta de assimetria = 28,9882

Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 25,9293

Valor P = 0,0

Observação: Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do

resíduo em 88 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks não foi utilizado porque o tamanho da amostra é maior que 2000. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 6.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT TESTS PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
até e inclusive	-1,92308E-8	47	64,73	4,86
-1,92308E-8	-3,84615E-9	414	830,29	208,72
-3,84615E-9	1,15385E-8	1996	1369,83	286,23
1,15385E-8	2,69231E-8	76	301,25	168,42
abaixo	2,69231E-8	41	7,90	138,76

Qui-quadrado = 806,987 dentro de 2 d.f.. Valor P = 0,0

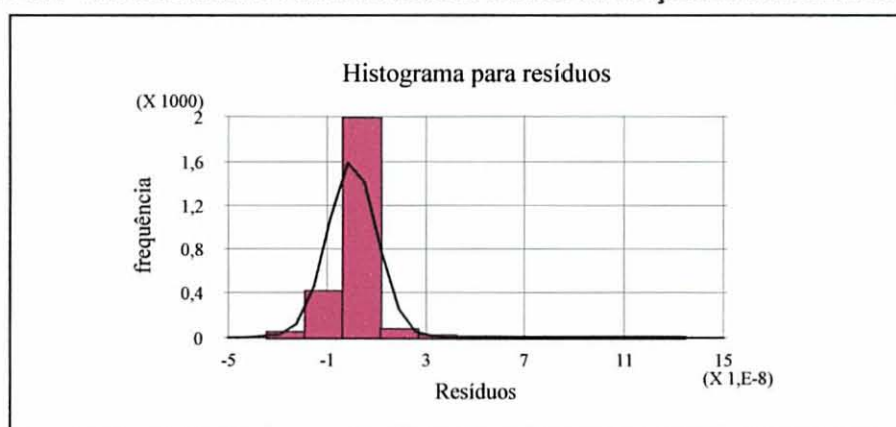
Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,185418

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,198652

Estatística completa estimada DN = 0,198652

Valor P aproximado = 0,0

FIGURA 6.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÔNICA



Concentração hidrogeniônica em dias com precipitação e sem precipitação.

A concentração hidrogeniônica em dias com precipitação e em dias sem precipitação, apresentou o mesmo comportamento da concentração hidrogeniônica em todo o período. Como a distribuição dos dados não é normal, a análise deve ser feita pelas medianas e assim baseada nos gráficos CAIXA e BIGODES que podem ser visualizados nas figuras a seguir.

Gráfico “Caixa e Bigodes” para concentração hidrogeniônica em dias com precipitação

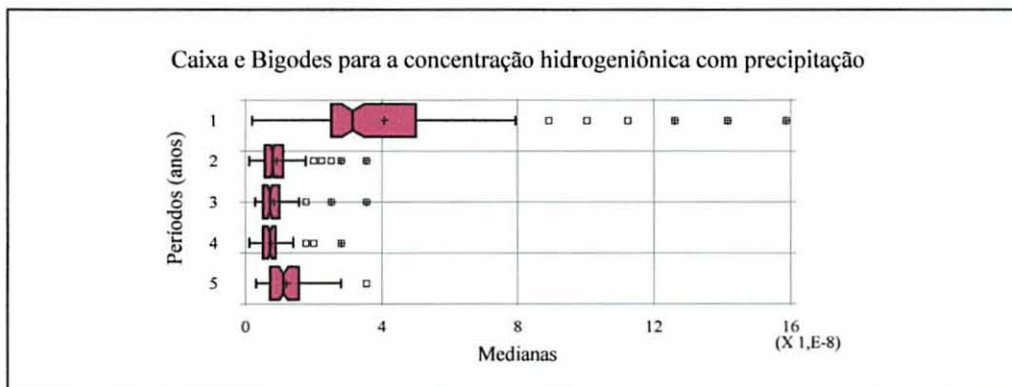
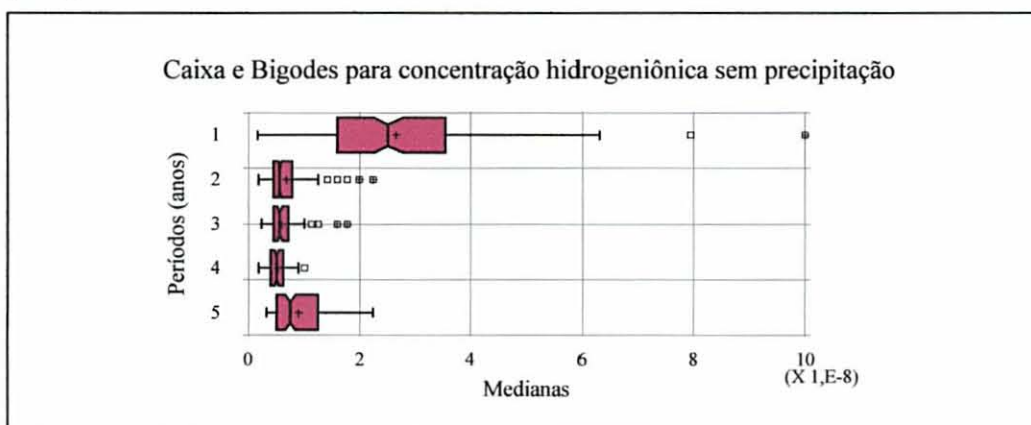


Gráfico “Caixa e Bigodes” para concentração hidrogeniônica em dias com precipitação



Índice: Amplitude térmica relativa diária para o ano todo.

O sumário estatístico está presente na TABELA 7.1

TABELA 7.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padrão de assimetria	Padrão Curtosis
1	86/87	373	2,97528	11,0714	0,4	2,90431	1,7042	1109,78	11,1709	10,2002
2	Atual*	1095	4,8444	19,0	0,666667	6,5643	2,56209	5304,62	19,1539	20,7254
3	98	365	3,87047	16,0	0,666667	4,53883	2,13045	1412,75	13,4223	17,3704
4	99	365	5,18526	16,0	1,0	6,28219	2,50643	1892,62	8,96492	6,072
5	2000	365	5,47748	19,0	0,857143	7,43843	2,72735	1999,28	11,7251	14,513
		2563	4,57238	19,0	0,4	6,46236	2,54212	11719,0	29,3598	32,1345

*Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como o padrão de assimetria e / ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos do índice amplitude térmica média diária do ar dividido pela amplitude média diária da água. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Os dados podem ser transformados ou então se pode usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DA ANOVA

A tabela da Anova decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 70,7087, sendo o valor p do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatística entre as médias diárias da amplitude térmica relativa diária para todos os dias** entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

TABELA 7.2 - TABELA DA ANÁLISE DA VARIÂNCIA $Y_{ij} = U + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,2559$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	1648,38	4	412,095	70,71	0,0000
Dentro dos grupos	14908,2	2558	5,82806		
Total (Corr)	16556,6	2562			

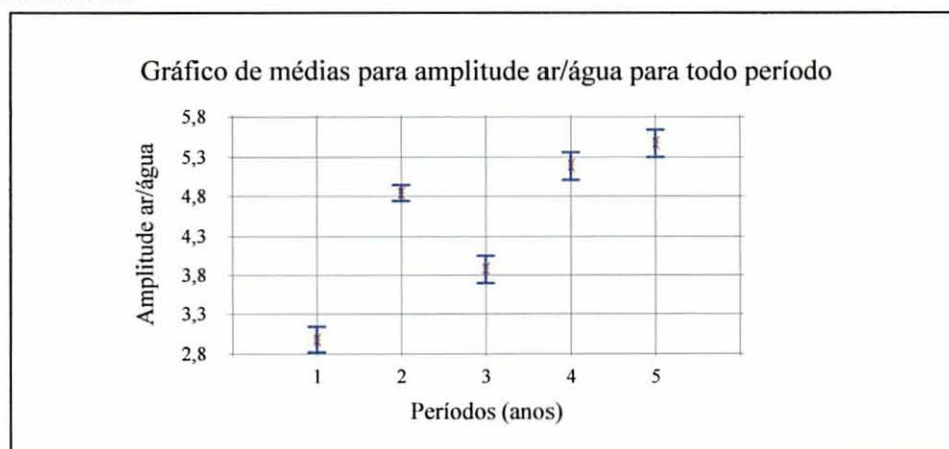
ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 7.3) mostra a média da coluna **média diária da amplitude térmica ar dividido pela amplitude média da água** para cada nível dos períodos. Ela também evidencia na amostra o erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 7.1.

TABELA 7.3 - MÉDIAS PARA COLUNA AMPLITUDE DO AR/AMPLITUDE DA ÁGUA COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	373	2,97528	0,124999	2,80205	3,14852
2	atual	1095	4,8444	0,072955	4,74329	4,94551
3	98	365	3,87047	0,126362	3,69534	4,04559
4	99	365	5,18526	0,126362	5,01013	5,36038
5	2000	365	5,47748	0,126362	5,30235	5,6526
		2563	4,57238			

FIGURA 7.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA O ÍNDICE AMPLITUDE AR/ AMPLITUDE ÁGUA PARA TODO O PERÍODO



ANÁLISE DAS COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS

Na TABELA 7.4, está o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em nove pares mostra que eles são estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Quatro grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 7.4 - COMPARAÇÃO MÚLTIPLA PARA AMPLITUDE AR/ÁGUA PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	Número de observações	Média	Grupos homogêneos
1	373	2,97528	X
3	365	3,87047	X
2	1095	4,8444	x
4	365	5,18526	x
5	365	5,47748	x
Contraste	Diferença	+/- limites	
1-2	*-1,86912	0,283669	
1-3	*-0,895184	0,348368	
1-4	*-2,20997	0,348368	
1-5	*-2,50219	0,348368	
2-3	*0,973932	0,285979	
2-4	*-0,340857	0,285979	
2-5	*-0,633076	0,285979	
3-4	*-1,31479	0,350251	
3-5	*-1,60701	0,350251	
4-5	-0,292219	0,350251	

*denota uma diferença estatisticamente significativa.

KRUSKAL WALLIS

O teste de Kruskal Wallis avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (cor mínima) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiro combinados e organizados dos menores para os maiores. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas** ao nível de 95% de confiança. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar na FIGURA 7.2.

TABELA 7.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA ALCALINIDADE POR PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Série Média
1	373	738,225
2	1095	1374,62
3	365	1054,54
4	365	1491,46
5	365	1577,85

Teste estatístico = 341,1 valor P:0,0

ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA O ÍNDICE AMPLITUDE DO AR PELA AMPLITUDE DA ÁGUA PARA TODO O PERÍODO

Sumário da análise para a variável "resíduos":

São 2563 valores indo abrangendo desde -4,62033 a 14,1556

Distribuição normal ajustada:

Média = 5,51697E-8

Desvio padrão = 2,41225

TESTE PARA A NORMALIDADE DOS RESÍDUOS

Qui-quadrado goodness-of-fit statistic = 2223,3; Valor P = 0,0

Há muitas observações para a condução da teste Shapiro-Wilks.

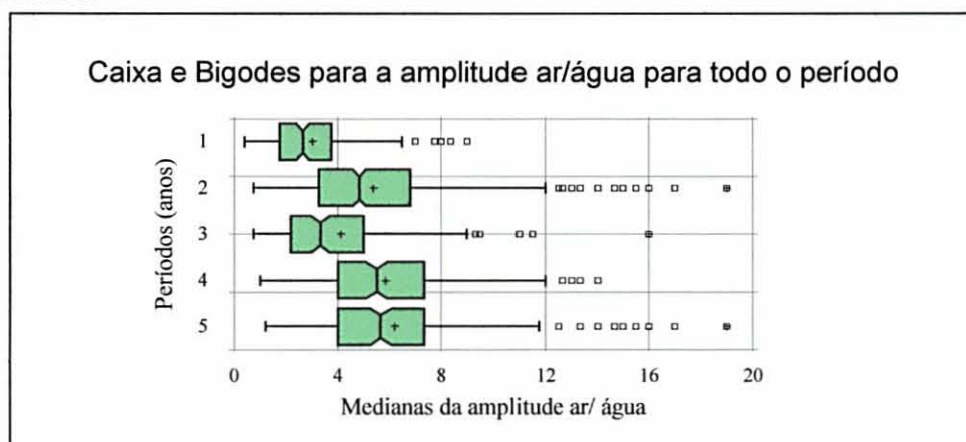
Contagem Z para falta de assimetria (skewness) = 16,0678; Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 13,4976; Valor P = 0,0

Observação: Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 87 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks não foi utilizado porque o tamanho da amostra é maior que 2000. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

FIGURA 7.2 - GRÁFICO DE “CAIXA E BIGODES” PARA AMPLITUDE TERMICA RELATIVA EM TODOS OS DIAS DO ANO.



TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

TABELA 7.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
até e inclusive	-6,0	0	16,49	16,49
-6,0	-4,15385	7	92,53	79,06
-4,15385	-2,30769	316	325,07	0,25
-2,30769	-0,461538	954	652,95	138,80
-0,461538	1,38462	762	750,66	0,17
1,38462	3,23077	292	494,02	82,61
3,23077	5,07692	110	186,00	31,06
5,07692	6,92308	76	40,00	32,39
Abaixo de 6,92308		46	5,26	315,47

Qui-quadrado = 696,301 com 6 d.f. Valor P = 0,0

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,110645

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,063969

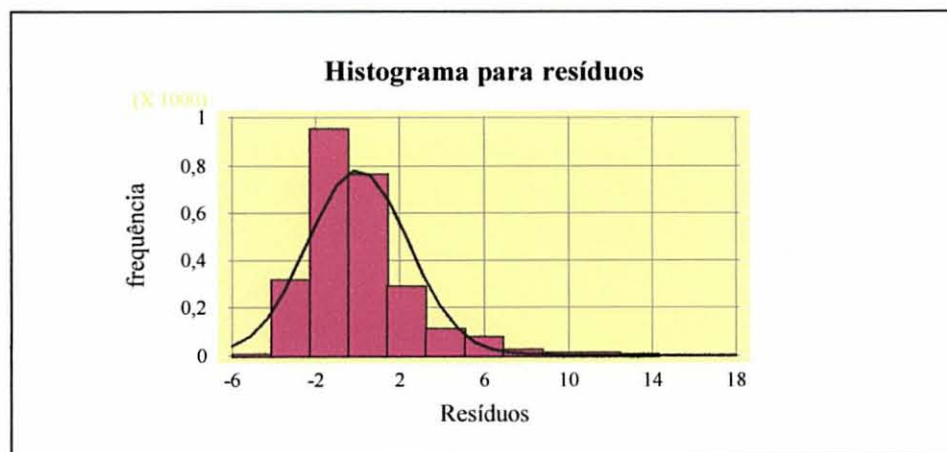
Estatística completa estimada DN = 0,110645

Valor P aproximado = 0,0

Observação : Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (FUNÇÃO DISTRIBUIÇÃO ACUMULADA) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,110645

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança (FIGURA 7.3).

FIGURA 7.3 - HISTOGRAMA PARA RESÍDUOS AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA EM TODOS OS DIAS DO ANO.



Índice: Amplitude térmica relativa diária para o inverno (meses 5, 6, 7, 8 e 9)

A TABELA 8.1 APRESENTA O SUMÁRIO ESTATÍSTICO

TABELA 8.1. SUMÁRIO ESTATÍSTICO.

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padr. skewness	Padr. Curtosis
1	86/87	153	3,01793	9,0	0,4	2,82254	1,68004	461,744	5,85433	4,02873
2	atual	459	5,38198	19,0	0,75	9,13146	3,02183	2470,33	10,6186	8,23412
3	98	153	4,10866	16,0	0,75	6,56061	2,56137	628,625	7,94603	7,9656
4	99	153	5,84824	14,0	1,0	7,08752	2,66224	894,781	4,51129	1,42449
5	2000	153	6,18903	19,0	1,2	11,3599	3,37045	946,922	6,26193	4,76251
		1071	5,04426	19,0	0,4	8,90314	2,98381	5402,4	16,9553	13,8407

Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como a padronização skewness e / ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da alcalinidade. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DE VARIÂNCIA

A tabela da Anova decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 35,2875, sendo o valor p do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatística entre as médias diárias de amplitude térmica relativa para o inverno (meses 5, 6, 7, 8 e 9)** entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

TABELA 8.2. ANÁLISE DA VARIÂNCIA $Y_{IJ} = U + \alpha_i + E_{IJ}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,1071$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	1113,9	4	278,475	35,29	0,0000
Dentro dos grupos	8412,46	1066	7,89161		
Total (Corr)	9526,36	1070			

ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 8.3), mostra a média da coluna **médias diárias de amplitude ar/água para os meses de inverno** para cada nível dos períodos. Ela também evidencia a amostra erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 8.1.

TABELA 8.3 - TABELA DE MÉDIAS PARA COLUNA AMPLITUDE DO AR/AMPLITUDE DA ÁGUA COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	153	3,01793	0,227111	2,70318	3,33269
2	atual	459	5,38198	0,131122	5,20025	5,5637
3	98	153	4,10866	0,227111	3,7939	4,42341
4	99	153	5,84824	0,227111	5,53348	6,16299
5	2000	153	6,18903	0,227111	5,87428	6,50379
		1071	5,04426			

ANÁLISE DAS COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS

Esta tabela aplica o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em oito pares mostra que eles são estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Quatro grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

FIGURA 8.1 - GRAFICO DE MÉDIAS PARA AMPLITUDE AR/ÁGUA PARA OS MESES DE INVERNO

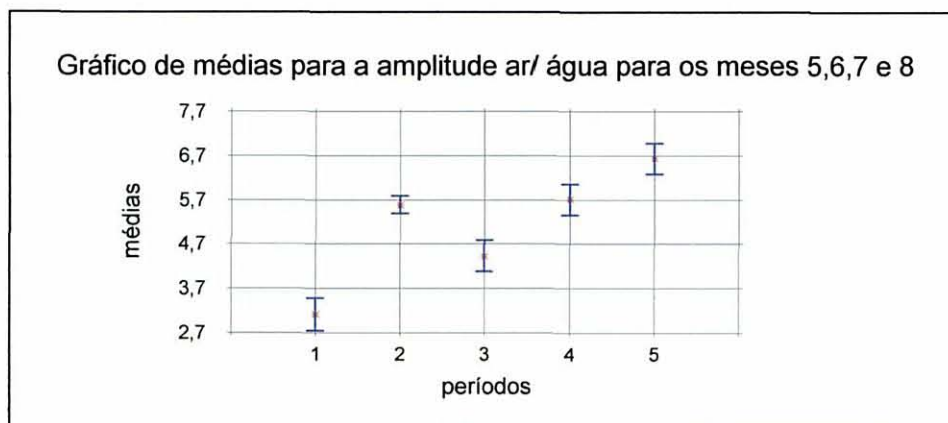


TABELA 8.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA AMPLITUDE PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	quantidade	Média	Grupos homogêneos
1	153	3,01793	X
3	153	4,10866	X
2	459	5,38198	X
4	153	5,84824	X X
5	153	6,18903	X
Contraste	Diferença	+/- limites	
1-2	*-2,36404	0,513991	
1-3	*-1,09073	0,629508	
1-4	*-2,83031	0,629508	
1-5	*-3,1711	0,629508	
2-3	*1,27332	0,513991	
2-4	-0,466262	0,513991	
2-5	*-0,807057	0,513991	
3-4	*-1,73958	0,629508	
3-5	*-2,08038	0,629508	
4-5	-0,340795	0,629508	

*denota uma diferença estatisticamente significativa.

O TESTE DE KRUSKAL-WALLIS

O teste de Kruskal Wallis avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (cor mínima) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiro combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de p é menor que 0,05, **há uma diferença significativa entre as medianas** ao nível de 95% de confiança. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 8.2

FIGURA 8.2 - CAIXA E BIGODES PARA AMPLITUDE AR/ÁGUA PARA OS MESES DE INVERNO

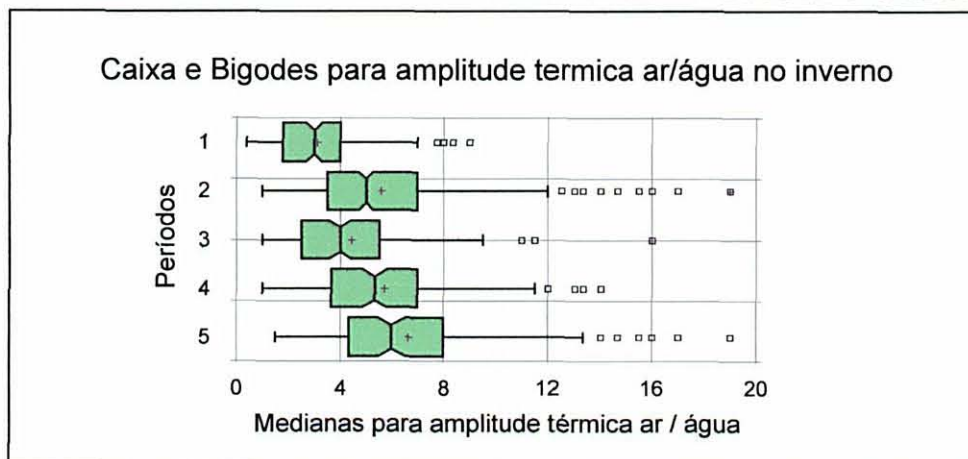


TABELA 8.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA AMPLITUDE POR PERÍODOS (ANOS)

	Tamanho da amostra	Classificação média
1	153	295,915
2	459	576,014
3	153	425,379
4	153	647,359
5	153	655,304

Teste estatístico = 162,199 valor P:0,0

ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA A RAZÃO AMPLITUDE AR E ÁGUA PARA O INVERNO

Sumário da análise para a variável "resíduos":

São 1071 valores indo abrangendo desde -4,98903 a 13,618

Distribuição normal ajustada:

Média = -5,0028E-7

Desvio padrão = 2,80395

TESTE PARA A NORMALIDADE DOS RESÍDUOS

Qui-quadrado goodness-of-fit statistic = 410,574; Valor P = 0,0 (TABELA 8.6)

Há muitas observações para a condução da teste Shapiro-Wilks.

Contagem Z para falta de assimetria (skewness) = 9,49681; Valor P = 0,0

Contagem Z para Curtosis = 7,53512; Valor P = 0,0

Observação: Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 62 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks não foi utilizado porque o tamanho da amostra é maior que 2000. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 8.6: TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
até e inclusive	-6,0	0	17,33	17,33
-6,0	-4,0	30	64,98	18,83
-4,0	-2,0	233	172,41	21,29
-2,0	0,0	358	280,78	21,24
0,0	2,0	259	280,78	1,69
2,0	4,0	96	172,41	33,87
4,0	6,0	53	64,98	2,21
abaixo 6,0		42	17,33	35,11

Qui-quadrado = 151,555 com 5 d.f. Valor P = 0,0

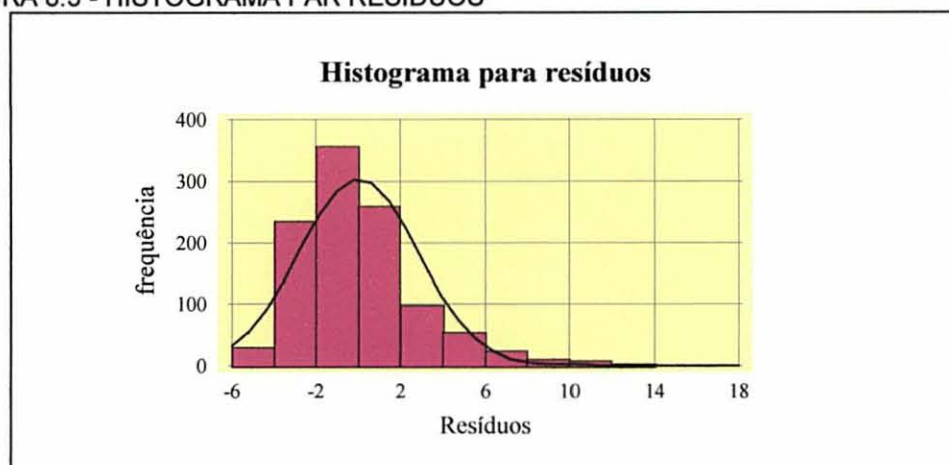
TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS =0,099971
 Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,0634592
 Estatística completa estimada DN =0,099971
 Valor P aproximado =0,0

Observação: Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,099971

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

FIGURA 8.3 - HISTOGRAMA PAR RESÍDUOS



Índice: Amplitude térmica relativa diária para o verão (meses 11, 12, 1 e 2)

TABELA 9.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padr.. skewness	Padr.. Curtosis
1	86/87	110	3,13823	9,5	0,6	3,05449	1,74771	345,205	5,24915	3,72001
2	atual	236	4,46775	13,0	0,857143	4,23182	2,05714	1067,79	7,37506	6,28142
3	98/99	119	3,87902	11,5	1,0	3,9992	1,9998	461,604	7,62334	7,56094
4	99/2000	119	5,03941	13,0	0,857143	3,82207	1,95501	599,689	4,44998	5,56712
		587	4,21515	13	0,6	4,26645	2,06554	2474,29	11,1686	9,2037

*Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como a padronização skewness e/ ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da amplitude térmica ar/água para o verão. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias.

TABELA 9.2 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA MÓDULO $Y_{ij} = U + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,4,5$ $j=1,2,3,...587$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	237,117	3	79,0389	20,36	0,0000
Dentro dos grupos	2263,02	583	3,88169		
Total (Corr)	2500,14	586			

A tabela da Anova decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 20,362, sendo o valor P do teste F menor que 0,05. Isto indica que **há uma diferença estatística entre as médias de amplitude térmica ar/água para o verão** entre os diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

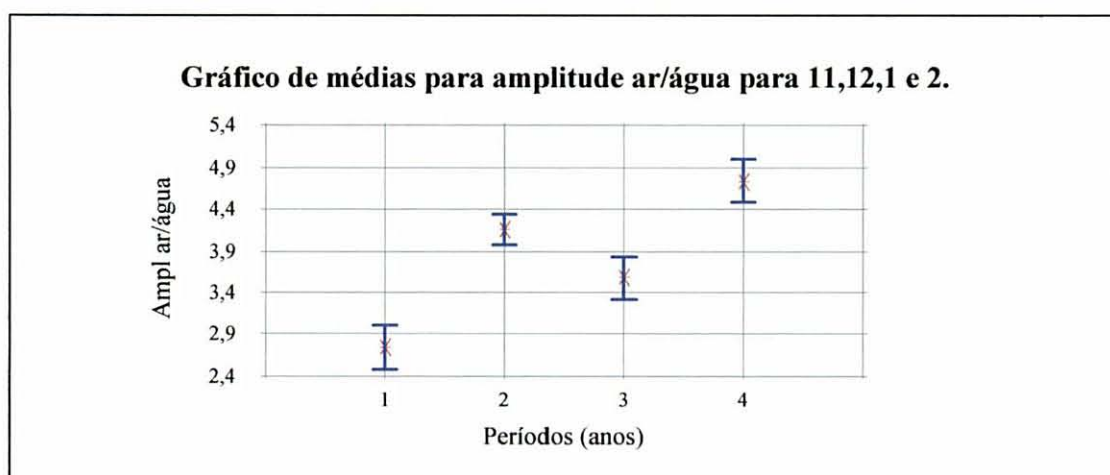
ANÁLISE DAS MÉDIAS

A tabela das médias (TABELA 9.3) mostra a média da coluna **médias diárias de amplitude ar/água para os meses de verão** para cada nível dos períodos. Ela também evidencia a amostra erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela e também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles estão construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 9.1.

TABELA 9.3 -TABELA DE MÉDIAS PARA COLUNA AMPLITUDE DO AR/AMPLITUDE DA ÁGUA COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão	Limite inferior	Limite superior
1	110	110	3,13823	0,187851	2,87734	3,39912
2	239	239	4,46775	0,127442	4,29076	4,64474
3	119	119	3,87902	0,180608	3,6282	4,12985
4	119	119	5,03941	0,180608	4,78858	5,29023
	587	4,21515				

FIGURA 9.1: GRÁFICO DE MÉDIAS PARA AMPLITUDE TERMOCA RELATIVA PARA O VERÃO



ANÁLISE DAS COMPARAÇÕES MULTIPLAS

Esta tabela aplica o procedimento da comparação múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em oito pares mostra que eles são estatisticamente diferentes ao nível de confiança de 95%. Quatro grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TABELA 9.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA AMPLITUDE PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	Quantidade	Média	Grupos homogêneos
1	110	3,13823	X
3	119	3,87902	X
2	239	4,46775	X
4	119	5,03941	X
Contraste	Diferença	+/- limites	
1-2	*-1,32952	0,44584	
1-3	*-0,740794	0,511811	
1-4	*-1,90118	0,511811	
2-3	*0,58873	0,434141	
2-4	*-0,571652	0,434141	
3-4	*-1,16038	0,501653	

*denota uma diferença estatisticamente significante.

TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA AMPLITUDE DOS MESES DO VERÃO POR PERÍODOS (ANOS)

O teste de Kruskal Wallis avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (amplitude térmica ar/água para o verão) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis são primeiro combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é menor que 0,05, há uma diferença significativa entre as medianas ao nível de 95% de confiança. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 9.2

FIGURA 9.2 - "CAIXA E BIGODES" PARA AMPLITUDE TÉRMICA RELATIVA PARA O VERÃO

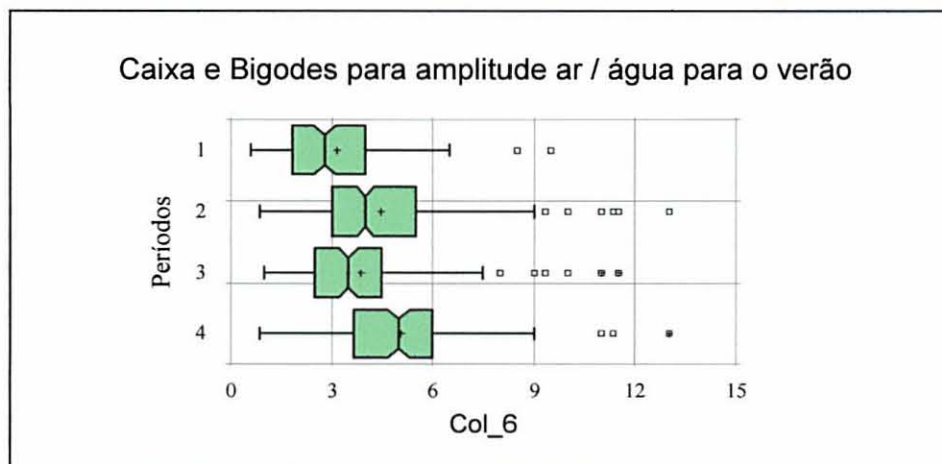


TABELA 9.5 - TESTE DE KRUSKAL-WALLIS

	Tamanho da amostra	Classificação média
1	110	194,032
2	239	317,458
3	119	257,412
4	119	375,882

Teste estatístico = 76,2335 valor P: 0,0

9.6 - ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA A AMPLITUDE DO AR/ÁGUA PARA TODO O PERÍODO

Sumário da análise para a variável resíduos:

São 587 valores indo abrangendo desde -4,18226 to 8,53225

Distribuição normal ajustada:

Média = 3,9586E-7

Desvio padrão = 1,96515

Teste para normalidade para resíduos

Qui-quadrado e goodness-of-fit statistic = 284,232; Valor P = 0,0 (TABELA 9.6)

Estatística Shapiro-Wilks W = 0,914009; Valor P = 0,0

Contagem Z para simetria = 7,04797; Valor P = 1,82743E-12

Contagem Z para Curtosis = 5,84098; Valor P = 5,20613E-9

Observação: Estes testes procuram determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do Qui-quadrado divide a gama de resíduos em 49 classes igualmente prováveis e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks é baseado sobre a comparação dos quartis de uma distribuição normal ajustada para os quartis dos dados. O padrão de assimetria (padronização skewness) testa a falta de assimetria nos dados. O padrão Curtosis se volta para a forma de distribuição a qual é mais achatada ou apresenta mais picos que uma distribuição normal. O mais baixo valor de p entre os testes foi igual à zero. Devido ao valor de p ser menor que 0,01, podemos rejeitar a hipótese de que os resíduos vem de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 9.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
até e inclusive	-3,63636	1	18,86	16,91
-3,63636	-2,27273	38	53,77	4,63
-2,27273	-0,909091	171	116,28	25,75
-0,909091	0,454545	181	158,28	3,26
0,454545	1,81818	109	135,66	5,24
1,81818	3,18182	47	73,21	9,38
3,18182	4,54545	20	24,86	0,95
abaixo 4,54545		20	6,08	31,85

Qui-quadrado = 97,9805 com 5 d.f. Valor p = 0,0

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,105623

Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,0616195

Estatística completa estimada DN = 0,105623

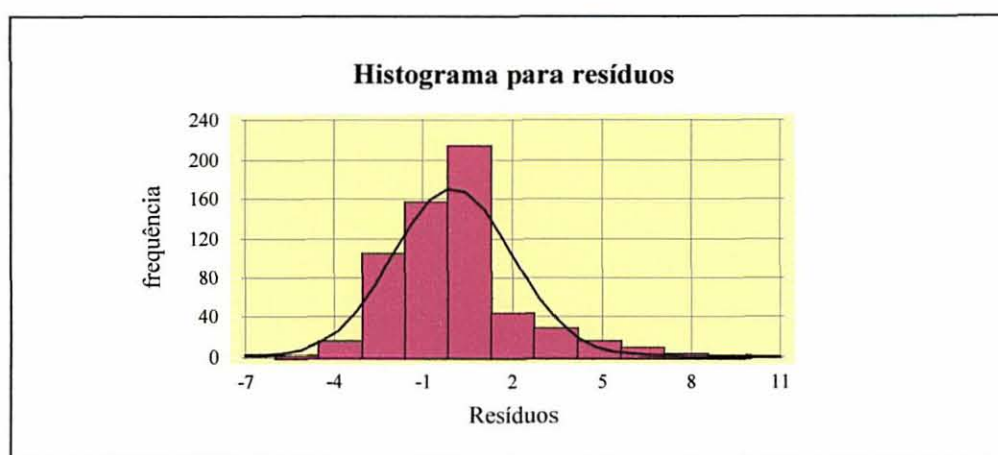
Valor P aproximado = 0,00000410091

Observação

Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classe ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,105623

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança

FIGURA 9.3 - HISTOGRAMA DE FREQUÊNCIA PARA AMPLITUDE TÉRMICA PARA O VERÃO



Precipitação (pluviometria)

O sumário estatístico para precipitação está na TABELA 10.1

TABELA 10.1 - SUMÁRIO ESTATÍSTICO

Coluna	Ano	Dias amostrados	Média	Valor máximo	Valor mínimo	variância	Desvio Padrão	Soma	Padr. skewness	Padr. Curtosis
1	86/87	384	4,93552	86,8794	0,0	116,251	10,782	1895,24	28,6656	66,5471
2	atual	1095	4,39978	75,8427	0,0	90,97	9,53782	4817,76	45,8935	95,0866
3	98	365	5,40694	70,227	0,0	114,03	10,6785	1973,53	22,211	35,4099
4	99	365	4,07298	75,8427	0,0	94,509	9,72157	1486,64	31,4751	77,9857
5	2000	365	3,71943	56,7558	0,0	63,2824	7,95502	1357,59	24,6674	47,4412
		2574	4,47971	86,8794	0,0	94,699	9,73134	11530,8	71,3512	152,88

Atual se refere aos anos de 98 a 2000.

Observação: Como o padrão de assimetria e/ou Curtosis está fora da amplitude entre -2 to +2 para os cinco períodos da alcalinidade. Isto indica alguma não normalidade significativa nos dados o qual viola a assertiva de que dos dados vem de uma distribuição normal. Pode-se transformar os dados ou então usar o teste de Kruskal-Wallis a fim de comparar medianas ao invés de médias, o que será feito adiante.

ANÁLISE DA VARIÂNCIA

A tabela da Anova (TABELA 10.2) decompõe a variância entre grupos e dentro dos grupos. A razão F neste caso é igual a 1,77605, sendo o valor p do teste F maior ou igual a 0,05. Isto indica que **não há**

uma diferença estatística entre as precipitações nos diferentes períodos a um nível de confiança de 95%.

TABELA 10.2 - TABELA DA ANÁLISE DA VARIÂNCIA MÓDULO $Y_{ij} = U + \alpha_i + E_{ij}$ $i=1,2,...,5$ $j=1,2,3,...,2574$.

	Soma dos quadrados	Df	Quadrado médio	F-Razão	Valor P
Entre grupos	671,951	4	167,988	1,78	0,1308
Dentro dos grupos	242989,0	2569	94,5849		
Total (Corr)	243660,0	2573			

ANÁLISE DAS MÉDIAS

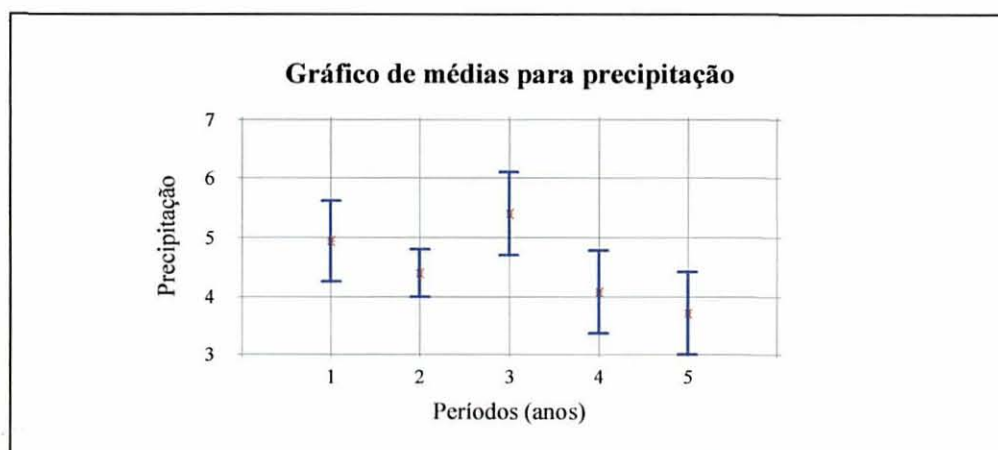
A tabela das médias (TABELA 10.3) mostra a média da coluna "médias diárias de precipitação" para cada nível dos períodos. Ela também evidencia na amostra erro padrão de cada média, o qual é a medida de sua variabilidade amostral. O erro padrão é formado dividindo a combinação do desvio padrão pela raiz quadrada do número de observações de cada nível da tabela.

TABELA 10.3 – TABELA DE MÉDIAS PARA COLUNA PRECIPITAÇÃO COM 95% LSD INTERVALO

Períodos	Ano	Dias amostrados	Média	Erro padrão (pooled s)	Limite inferior	Limite superior
1	86/87	384	4,93552	0,496301	4,2477	5,62335
2	atual	1095	4,39978	0,293903	3,99246	4,8071
3	98	365	5,40694	0,509055	4,70144	6,11244
4	99	365	4,07298	0,509055	3,36748	4,77848
5	2000	365	3,71943	0,509055	3,01392	4,42493
		2574	4,47971			

Esta tabela também mostra um intervalo entorno de cada média. Os intervalos exibidos estão baseados no procedimento da mínima diferença significativa de Fischer (LSD). Eles são construídos de tal forma que se duas médias são as mesmas, seus intervalos vão se sobrepor em 95%. A exibição encontra-se na FIGURA 10.1.

FIGURA 10.1 - GRÁFICO DE MÉDIAS PARA A PRECIPITAÇÃO



TESTE DA COMPARAÇÃO MULTIPLA

A TABELA 10.4 aplica o procedimento da COMPARAÇÃO múltipla para determinar quais médias são significativamente diferentes das outras. A parte superior da tabela mostra a diferença estimada entre cada par de médias. Um asterístico em um par mostra que ele é estatisticamente diferente ao nível de confiança de 95%. No topo da tabela dois grupos homogêneos estão identificados utilizando a coluna de X. Dentro de cada coluna, o nível que contém X forma um grupo de médias dentro do qual não há diferença estatística significativa. O método correntemente sendo utilizado para discriminação entre médias é o de Fischer (LSD). Com este método fixou-se um risco de 5% de chamar cada par de médias de significativamente diferentes quando a diferença atual é igual à zero.

TESTE DE KRUSKAL WALLIS

O teste de Kruskal Wallis (TABELA 10.5) avalia a hipótese nula de que as medianas da coluna 1 (precipitação) dentro de cada nível da coluna 2 (períodos) são as mesmas. Os dados de todos os níveis, são primeiro combinados e organizados do menor para o maior. A média é então computada para o dado de cada nível. Desde que o valor de P é maior ou igual a 0,05, **não há uma diferença significativa entre as medianas** ao nível de 95% de confiança. Para determinar quais medianas são diferentes significativamente, podemos observar no gráfico da FIGURA 10.2.

TABELA 10.4 - COMPARAÇÃO MULTIPLA PARA PRECIPITAÇÃO PELOS PERÍODOS

Método : 955 LSD	quantidade	Média	Grupos homogêneos
5	365	3,71943	X
4	365	4,07298	X X
2	1095	4,39978	X X
1	384	4,93552	X X
3	365	5,40694	X
Contraste	Diferença		+/- limites
1-2	0,535741		1,1305
1-3	-0,471416		1,39344
1-4	0,862541		1,39344
1-5	1,2161		1,39344
2-3	-1,00716		1,15208
2-4	0,3268		1,15208
2-5	0,680357		1,15208
3-4	1,33396		1,411
3-5	*1,68751		1,411
4-5	0,353557		1,411

*denota uma diferença estatisticamente significante.

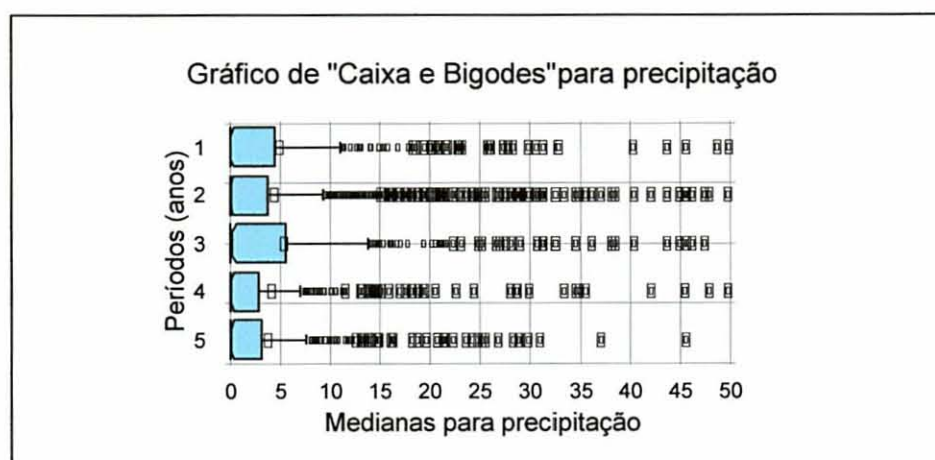
TABELA 10.5 - TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA PRECIPITAÇÃO (ANOS)

	Tamanho da amostra	Classificação média
1	384	1219,23
2	1095	1299,47
3	365	1348,39
4	365	1283,47
5	365	1266,56

Teste estatístico =7,0181

Valor P: 0,134935

FIGURA 10.2: CAIXA E BIGODES PARA A PRECIPITAÇÃO



ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA PRECIPITAÇÃO PARA TODO O PERÍODO

Sumário da análise para a variável "resíduos":

São 2574 valores indo abrangendo desde -5,40694 to 81,9439

Distribuição normal ajustada:

Média = 0,00000102057

Desvio padrão = 9,71791

TESTE PARA NORMALIDADE DE RESÍDUOS

Qui-quadrado goodness-of-fit statistic = 17979,5; Valor P = 0,0 (TABELA 10.6)

Muitas observações conduzem ao teste Shapiro-Wilks.

Contagem Z para simetria = 25,7623; Valor P = 0,0

Contagem Z for Curtosis = 21,4986; Valor P = 0,0

Observação: Assim vários testes foram realizados para se determinar se os resíduos podem ser adequadamente modelados a uma distribuição normal. O teste qui-quadrado divide a extensão do resíduo em 88 classes igualmente prováveis (*equally probable*) e compara o número de observações em cada classe com o número esperado. O teste Shapiro-Wilks não foi utilizado porque o tamanho da amostra é maior que 2000. O teste padrão de assimetria se atém para a falta de simetria nos dados. O teste padrão Curtosis se volta para o modelo (forma) distribucional o qual é mais achatado ou apresenta mais picos que uma distribuição normal.

O mais baixo valor P entre os testes se iguala a zero. Devido ao valor P ser menor que 0,01, podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

TABELA 10.6 - TESTE GOODNESS-OF-FIT PARA RESÍDUOS

Teste do Qui-Quadrado

Limite Inferior	Limite Superior	Frequência observada	Frequência esperada	Qui-quadrado (CHISQUARE)
até e inclusive	-10,0	0	390,56	390,56
-10,0	-2,30769	1775	654,86	1916,03
-2,30769	5,38462	417	782,75	170,90
5,38462	13,0769	171	516,21	230,86
13,0769	20,7692	84	187,69	57,28
abaixo 20,7692		127	41,93	172,58

Qui-quadrado = 2938,21 com 3 d.f. Valor P = 0,0

Estatística estimada Kolmogorov DPLUS = 0,286898
Estatística estimada Kolmogorov DMINUS = 0,288971
Estatística completa estimada DN = 0,288971
Valor P aproximado P = 0,0

Observação:

Esta análise resulta do teste que avalia se os resíduos podem ser adequadamente modelados por uma distribuição normal. O teste do qui-quadrado divide a gama de variação do resíduo em intervalos não sobrepostos e compara o número de observações de cada classes ao número esperado, baseado na distribuição ajustada. O teste Kolmogorov-Smirnov computa o máximo de distância entre a distribuição cumulativa de resíduos e o FC (função distribuição acumulada) para a distribuição normal ajustada. Neste caso o máximo de distância é de 0,288971

O mais baixo valor P entre os testes foi igual à zero. Assim, com o valor P abaixo de 0,01 podemos rejeitar a idéia de que os resíduos vêm de uma distribuição normal com 99% de confiança.

